

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES DES ORGANISMES ET ÉCOLOGIE

Suivi écologique du fonctionnement de 6 bassins d'orage de l'autoroute E411 (tronçon Bruxelles-Wellin)

Evrard, Geoffroy

Award date:
2000

[Link to publication](#)

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



**FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX
NAMUR**

Faculté des Sciences

**SUIVI ÉCOLOGIQUE DU FONCTIONNEMENT DE SIX BASSINS
D'ORAGE DE L'AUTOROUTE E411 (tronçon Bruxelles-Wellin)**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
licencié en Sciences biologiques**

Geoffroy EVRARD

Septembre 2000

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Secrétariat du Département de Biologie
Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR
Téléphone: + 32(0)81.72.44.18 - Téléfax: + 32(0)81.72.44.20
E-mail: joelle.jonet@fundp.ac.be - <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>

Suivi écologique du fonctionnement de six bassins d'orage de l'autoroute E411 (tronçon Bruxelles-Wellin)

EVRARD Geoffroy

Résumé

Dans le cadre d'une étude générale du fonctionnement des bassins d'orage de l'autoroute E411, six sites ont fait l'objet d'évaluation de la qualité des eaux, des sédiments et de la biodiversité.

Les principales pollutions des eaux sont relatives aux sels de déneigement avec des concentrations maximales en chlorures de 540 mg/l, à la sortie du bassin d'Orbais, supérieures à la norme de qualité de base pour les eaux de surface. Celles-ci sont surtout liées aux possibilités de dilution au sein du plan d'eau.

On observe également des quantités importantes de matières en suspension (117 mg/l à Champion) en relation avec le bassin versant drainé.

Cette étude a aussi mis en évidence l'impact d'apports extérieurs au système autoroutier (agricoles à Orbais ; domestiques à Daussoulx et Champion ; station d'épuration à Wanlin) pas toujours compatibles avec un bon fonctionnement du système.

L'analyse des concentrations en métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans les sédiments montre des valeurs faibles sauf pour la lagune du bassin de Lavaux-Ste-Anne où les teneurs en zinc (1365 mg/kg M.S.) dépassent les normes concernant la gestion des matières enlevées après curage.

La biodiversité végétale et animale de ces milieux est intéressante et va croissant avec le caractère naturel du site.

L'étude a permis de dégager quelques recommandations de gestion comme, par exemple, la mise en place d'un déflecteur à Orbais et l'étanchéisation du bassin d'Achène.

Mémoire de licence en Sciences biologiques

Septembre 2000

Promoteur: J.-C. Micha

Remerciements

L'accomplissement de ce travail m'a procuré des expériences que je ne suis pas prêt d'oublier.

Je tiens tout d'abord à remercier mon promoteur, le Professeur Jean-Claude Micha, pour m'avoir accueilli au sein de l'Unité de Recherche en Biologie des Organismes.

Un remerciement tous particulier à ma directrice de mémoire, Gisèle Verniers, pour sa disponibilité constante, ses conseils et son aide précieuse.

Je tiens également à remercier Bruno Leporcq pour son aide dans les différentes analyses chimiques, François Darchembeau pour son aide dans la détermination de macroinvertébrés rebels et pour ses nombreux conseils,

Serge Rouxhet et Jean-Pierre Troussard pour leur enseignement botanique sur le terrain et au labo, Muriel Verstraeten pour la production des cartes nécessaires à la compréhension de ce mémoire.

Merci à tous les membres de l'U.R.B.O. pour leurs nombreux conseils, leur aide pratique et leur dévouement.

De même, un grand merci à toutes les personnes qui de près ou de loin ont contribué à la réalisation de ce travail. je pense notamment aux autres mémorants en écologie, Cédric C., Cédric F., Charlotte, Sofia et Inigo, ainsi qu'aux familles Detrèmerie et Albert.

Une pensée particulière à Nath.

Enfin, du fond du cœur, je remercie tous les membres de ma famille pour l'encouragement qu'ils ont manifesté à mon égard.

Geoffroy Evrard

Sommaire

I. PROBLEMATIQUE	1
II. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	2
II.1. Définition de bassin d'orage	2
II.2. Rôles des bassins d'orage	2
II.2.1. Hydrologie.....	2
II.2.2. Epuration des eaux	3
II.3. Classification des différents types de bassin d'orage.....	5
II.4. Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu « bassin d'orage »..	5
II.4.1. Les eaux.....	6
II.4.1.1. Caractérisation des ruissellements autoroutiers	6
II.4.1.1.1. Pollution chronique	6
II.4.1.1.1.1. Composition	6
a. Matières en suspension	6
b. Métaux lourds	6
c. Hydrocarbures, graisses et huiles.....	7
II.4.1.1.1.2. Charges et flux polluants.....	8
II.4.1.1.2. Pollution saisonnière	10
II.4.1.1.2.1. Composition	10
II.4.1.1.2.2. Charges et flux polluants.....	10
II.4.1.1.2.3. Effet sur la mobilité des métaux lourds.....	12
II.4.1.1.3. Pollution extérieure	12
II.4.1.2. Impact des eaux de ruissellement sur le milieu aquatique	12
II.4.1.2.1. Au niveau des cours d'eau	13
II.4.1.2.2. Au niveau des milieux lacustres.....	15
II.4.1.2.3. Au niveau de la nappe phréatique	15
II.4.1.3. Intérêts des bassins d'orage.....	16
II.4.2. Les sédiments	18
II.4.2.1. Substances polluantes et phénomène d'adsorption	18
II.4.2.1.1. Teneurs en métaux lourds	19
II.4.2.1.2. Condition de relargage des métaux	20
II.4.2.2. Caractérisation des sédiments	20
II.4.2.2.1. Nature physico-chimique des matériaux	20
II.4.2.2.2. Apports et abattements	21
II.4.2.2.3. Devenir des sédiments de curage	22
II.4.2.3. Impacts des polluants sur les milieux aquatiques.....	22
II.4.2.3.1. Au niveau des cours d'eau et des milieux lacustres	22
II.4.2.3.2. Au niveau de la nappe phréatique	23
II.4.2.4. Intérêts des bassins d'orage.....	24
II.5. Biodiversité.....	24
II.5.1. Végétation	25

II.5.1.1. Caractérisation des végétaux	25
a. Sites d'absorption.....	26
b. Taux d'absorption	26
c. Répartition.....	26
II.5.1.2. Rôles des végétaux	26
II.5.1.2.1. Lutte contre la pollution	26
a. Au niveau des matières en suspension.....	26
b. Au niveau des métaux lourds	27
II.5.1.2.2. Intégration paysagère	28
II.5.1.2.3. Fixation des berges.....	28
II.5.1.3. Impacts des polluants sur les végétaux	29
II.5.1.4. Choix des espèces.....	29
II.5.2. Faune	30
II.5.2.1. Impacts des polluants sur la faune.....	30
II.5.3. Intérêts des bassins d'orage	33
II.6. Conception et gestion de bassins d'orage	33
II.6.1. Objectifs de qualité pour les milieux récepteurs	33
II.6.2. Exemples de procédés d'épuration.....	34
II.6.3. Conception de bassins d'orage	35
II.6.3.1. Exemples de réalisation.....	36
II.6.3.2. Intégration dans l'environnement.....	37
II.6.3.3. Entretien	38
III. MATERIEL ET METHODE.....	39
III.1. Caractéristiques techniques et naturelles des milieux étudiés	39
III.1.1. Bassins étudiés	40
III.1.1.1. Bassin d'orage de Orbais	41
III.1.1.2. Bassin d'orage de Daussoulx.....	41
III.1.1.3. Bassin d'orage de Champion.....	42
III.1.1.4. Bassin d'orage d'Achène 1	42
III.1.1.5. Bassin d'orage de Wanlin 2.....	42
III.1.1.6. Bassin d'orage de Lavaux-Ste-Anne	43
III.2. Analyses.....	43
III.2.1. Analyses physico-chimiques des eaux	43
III.2.1.1. Paramètres.....	44
a. Température	
b. Potentiel hydrogène	
c. Conductivité	
d. Oxygène dissous	
e. Matières en suspension	
f. Azote inorganique : Ammoniaque	
g. Azote inorganique : Nitrites	
h. Azote inorganique : Nitrates	
i. Ortho-phosphates	
j. Phosphore total	
k. Cations	

l.	Alcalinité	
m.	Sulfates	
n.	Chlorures	
o.	Demande chimique en oxygène	
p.	Métaux lourds	
III.2.1.2.	Prélèvements	46
III.2.1.3.	Pollution hivernale par les sels de déneigement	47
III.2.2.	Analyses des sédiments	48
III.2.2.1.	Quantités	48
III.2.2.2.	Qualité	49
III.2.3.	Biodiversité	49
III.2.3.1.	Végétation	49
III.2.3.1.1.	Recensement et cartographie	50
III.2.3.1.2.	Concentration en métaux lourds	50
III.2.3.2.	Faune – Macroinvertébrés benthiques	51
IV.	RESULTATS	54
IV.2.	Les eaux	54
IV.1.2.	Caractérisation des eaux	54
IV.1.1.1.	Campagne d'hiver et d'été	54
a.	Bassin d'orage d'Orbais	54
b.	Bassin d'orage de Daussoulx	56
c.	Bassin d'orage de Champion	57
d.	Bassin d'orage d'Achène 1	58
e.	Bassin d'orage de Wanlin 2	59
f.	Bassin d'orage de Lavaux-Ste-Anne	60
IV.1.1.2.	Pollution des eaux en métaux lourds	61
a.	Zinc	61
b.	Cadmium	61
IV.1.2.	Pollution hivernale par les sels de déneigement	62
IV.1.2.1.	Entrée du bassin	62
IV.1.2.2.	Sortie du bassin	63
IV.1.2.3.	Corrélation Conductivité – Chlorures	65
IV.1.2.4.	Débits estimés et calculés	66
IV.1.2.4.1.	Estimation par le modèle hydrologique maillé	66
a.	Entrée du B.O.	66
b.	Sortie du B.O.	67
c.	Constatations	67
IV.1.2.4.2.	Calculs des débits à partir des hauteurs d'eau mesurées	67
IV.1.2.5.	Flux de pollution	68
IV.2.	Les sédiments	69
IV.2.1.	Evaluation des quantités	69
a.	Orbais.	69
b.	Lavaux-Ste-Anne	69
IV.2.2.	Analyse de la qualité des sédiments	70
a.	Orbais.	70
b.	Champion	71

c. Lavaux-Ste-Anne.....	72
IV.3. Biodiversité.....	72
IV.3.1. Développement des végétations	72
a. Orbais.	73
b. Daussooux	73
c. Champion	74
d. Achène 1	74
e. Lavaux-Ste-Anne.....	75
IV.3.2. Rôle épuratoire dans la pollution en métaux lourds	76
IV.3.3. Les macroinvertébrés dans les bassins d'orage.....	77
a. Orbais.	77
b. Daussooux	77
c. Wanlin	78
d. Lavaux-Ste-Anne.....	78
e. Groupes fonctionnels trophiques	78
IV.3.4. Les macroinvertébrés dans les cours d'eau récepteurs.....	79
a. Ruisseau des Ouaves.	79
b. La Wimbe	80
V. DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS.....	81
V.1. Bassin d'orage d'Orbais.....	81
V.1.1. Bilan de fonctionnement	81
a. Dilution des sels.	81
b. Décantation des matières en suspension.....	81
c. Epuration biologique	82
d. Biodiversité et intégration paysagère	82
V.1.2. Recommandations	83
V.2. Bassin d'orage de Daussooux	84
V.2.1. Bilan de fonctionnement	84
a. Dilution des sels.	84
b. Décantation des matières en suspension.....	84
c. Epuration biologique	84
d. Biodiversité et intégration paysagère	85
V.2.2. Recommandations	85
V.3. Bassin d'orage de Champion.....	85
V.3.1. Bilan de fonctionnement et recommandations.....	85
Biodiversité et intégration paysagère	87
V.4. Bassin d'orage d'Achène 1.....	87
V.4.1. Bilan de fonctionnement	87
a. Dilution des sels.	87
b. Décantation des matières en suspension.....	87
c. Epuration biologique	88
d. Biodiversité et intégration paysagère	88
V.4.2. Recommandations	88

V.5. Bassin d'orage de Wanlin 2.....	88
V.5.1. Bilan de fonctionnement	88
a. Dilution des sels.	89
b. Décantation des matières en suspension.....	89
c. Epuration biologique	89
d. Biodiversité et impact sur le milieu récepteur	90
V.5.2. Recommandations	90
V.6. Bassin d'orage de Wanlin 2.....	90
V.6.1. Bilan de fonctionnement	90
a. Dilution des sels.	90
b. Décantation des matières en suspension.....	91
c. Epuration biologique	91
d. Biodiversité et intégration paysagère	92
e. Impact sur le milieu	92
V.6.2. Recommandations	92
VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	93

BIBLIOGRAPHIE

ANNEXES

Liste d'abréviations utilisées

A.G.W.	Arrêté du Gouvernement Wallon
A.R.	Arrêté Royal
B.O.	Bassin d'orage
DBO ₅	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
G.I.R.E.A.	Groupe Interuniversitaire de Recherche en Ecologie Appliquée (anc. G.E.A.)
IB	Indice biotique
IBGN	Indice biotique global normalisé
MES	Matières en suspension
MET	Ministère de l'Équipement et des Transports de la Région Wallonne
MHM	Modèle Hydrologique Maillé
M.O.	Matières organiques
M.S.	Matière sèche
S.A.A.	Spectrométrie d'absorption atomique
S.E.T.R.A.	Service d'Etude Technique des Routes et Autoroutes
U.R.B.V.	Unité de Recherche en Biologie Végétale (F.U.N.D.P.)
Ø	Diamètre

I . PROBLEMATIQUE

I. Problématique

Au fil des ans, l'urbanisation et les espaces routiers ont dévoré toujours plus d'espaces transformés en béton ou bitume empêchant l'écoulement de l'eau de pluie au travers d'un sol qui, souvent, ne peut plus jouer son rôle de filtre naturel. Cette expansion a comme conséquence la saturation des réseaux d'écoulement et un risque accru d'inondation en cas de forte pluie (Pellegrini et Ortola, 1999)

La préservation de la qualité de nos ressources en eaux superficielles passe par une maîtrise de plus en plus efficace de la qualité des effluents qui y sont rejetés. Les apports polluants des eaux routières (métaux lourds, hydrocarbures, sels de déverglaçage, matières solides, etc.) ne sont pas négligeables surtout lorsque le milieu récepteur est fragile et que la topographie des lieux nécessite de concentrer les rejets en un même point (Verniers et al., 1988).

Jusqu'à présent, les bassins d'orage ont été conçus pour répondre essentiellement au problème quantitatif de la régulation du débit des eaux de ruissellement des routes, alors qu'ils devraient jouer également d'autres rôles envers l'environnement. Ils concernent la protection qualitative des sols et des nappes phréatiques sous-jacentes, celle de l'eau du cours d'eau récepteur et enfin l'intégration du bassin d'orage dans l'écopaysage environnant. Le bassin d'orage est donc à l'interface entre la route et les cours d'eau, le sous-sol et le paysage.

Cette conception pluri-fonctionnelle des bassins d'orage est devenue une préoccupation actuelle du Ministère de l'Équipement et des Transports. Une directive (Verniers et al., 1988) a d'ailleurs été publiée à ce sujet proposant un nouveau type de bassin.

Dans ce cadre, le G.I.R.E.A. a pour mission de faire un bilan du fonctionnement des bassins d'orage de l'E411 (tronçon Bruxelles-Namur) dans le but de proposer des recommandations d'amélioration pour ces bassins de conception plus classique.

Notre travail s'inscrit dans le cadre de cette étude du G.I.R.E.A. et étudie de manière plus approfondie quelques situations types.

L'objectif de ce mémoire sera l'étude de la qualité écologique du milieu et des rejets dans l'environnement. Nous traiterons plus particulièrement de la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments des bassins d'orage afin d'évaluer l'abatement que subissent diverses pollutions par le passage en leur sein. Nous analyserons la diversité végétale et animale des différents sites ainsi que leur intégration dans le paysage.

La finalité de ce travail sera, en plus de l'évaluation du fonctionnement écologique, la proposition de recommandations utiles en vue d'améliorer la qualité des eaux et la biodiversité et donc la gestion de ces milieux.

Nous avons choisi d'analyser en détail les caractéristiques écologiques de 6 bassins sur les 17 gérés par le MET sur les tronçons en provinces de Brabant Wallon et de Namur de l'E411. Nous expliciterons le choix dans la seconde partie de ce mémoire.

Dans la première partie, une analyse bibliographique synthétisera les informations concernant les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de ces milieux. Nous traiterons également des rôles tenus par la biodiversité ainsi que les impacts qu'elle peut subir. Enfin, nous discuterons de la conception et de la gestion de bassins d'orage.

La seconde partie du mémoire présentera les résultats obtenus des analyses physico-chimiques des eaux et des sédiments des différents sites. Nous évaluerons la biodiversité par le recensement des espèces végétales et animales rencontrées, au sein des bassins, lors des campagnes d'investigation.

Pour terminer, l'analyse des résultats obtenus nous permettra, d'une part, d'effectuer un bilan du fonctionnement écologique des bassins ainsi que de leur intégration paysagère et, d'autre part, de proposer des recommandations au niveau aménagement et entretien.

II. SYNTHESE
BIBLIOGRAPHIQUE

II. Synthèse bibliographique

II.1. Définition de la notion de bassin d'orage

D'après la définition donnée par le G.E.A (1981), il s'agit d'un réservoir d'eau artificiel capable d'absorber rapidement d'importantes quantités d'eau de pluie drainées par le système d'évacuation d'eau des autoroutes (parfois des chaussées), la caractéristique des apports d'eau étant leur irrégularité. L'élimination s'effectue, soit via le réseau hydrographique, soit par infiltration dans le sous-sol, soit par évaporation ou encore par la combinaison de ces différents procédés. Dans certains cas, les bassins sont reliés au réseau d'égouttage ou à des fossés drainants. Les bassins dits « d'orage » fonctionnent bien plus souvent que lors des orages proprement dits. Ces événements, par l'intensité des pluies qui les caractérise, ne représentent généralement que quelques pour-cents de la durée annuelle des pluies (Ministère de l'Agriculture. Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 1988).

Les bassins d'orage (B.O.) sont donc des retenues d'eau de faible profondeur comportant uniquement de l'eau libre et constituant des milieux tampon. Beaucoup d'entre eux, au bout de quelques années, sont progressivement envahis par une végétation aquatique immergée ou flottante et se bordent d'une frange de végétaux hélophytiques. Du point de vue écologique, les bassins d'orage, tout en étant artificiels, font ainsi partie de l'hydrosère, c'est-à-dire de l'ensemble des écosystèmes qui constituent les zones humides depuis l'eau libre jusqu'à la forêt marécageuse (Radoux, 1984).

On peut les comparer à de petits étangs caractérisés par (Limet, 1982 d'après Pichler et Dussart, 1966) :

- une faible profondeur moyenne, n'excédant généralement pas 1 mètre ;
- un caractère polymictique (le nombre de périodes de circulation dues aux pertes de chaleur emmagasinée interdisant la formation d'une stratification stable, surtout en climat tempéré) ;
- une grande influence des paramètres externes.

II.2. Rôles des bassins d'orage

En théorie, deux rôles peuvent être remplis par les bassins d'orage. Ils concernent les fonctions hydrologiques et écologiques des bassins. Il faut noter que ces rôles ne sont pas nécessairement remplis par les différents types de bassins.

II.2.1. Hydrologie

La présence des autoroutes implique celle de grandes superficies imperméabilisées qui bouleversent l'équilibre hydrologique naturel des bassins versants traversés. En effet, le ruissellement vers le réseau hydrographique sera plus intense, plus rapide (temps de concentration plus court) lors de fortes pluies, et sera rejeté généralement de manière ponctuelle vers le réseau récepteur. Celui-ci éprouvera des difficultés pour évacuer les débits, pouvant entraîner des inondations dommageables sur les terrains riverains (G.E.A., 1981). En d'autres termes, l'autoroute a un coefficient de ruissellement plus élevé que le bassin versant naturel, et aussi une concentration supérieure des débits, qui modifie parfois notablement le contexte hydraulique local (S.E.T.R.A., 1997).

Un petit exemple : pour une nouvelle surface imperméable de +/- 8 ha, le débit de pointe passe de l'ordre de 125 l/sec., avant construction, à environ 1300 l/sec après. Le temps de concentration passe de 15-30 minutes à 5-10 minutes, les exutoires naturels sont rarement capables d'évacuer de tels débits. Il s'agit de la raison principale pour la construction de bassins d'orage. L'objectif étant d'éviter le redimensionnement de tout le réseau aval, ce qui est impossible en milieu naturel (Ministère de l'Agriculture. Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 1988).

Il s'agit donc du rôle premier des bassins d'orage que de procurer un milieu tampon (hydrologique) entre l'autoroute et le réseau hydrographique. Il est à noter que cet aspect quantitatif est le seul qui a été envisagé lors de la construction des premiers bassins d'orage, ceux-ci étant dimensionnés (souvent surdimensionnés) en fonction des débits et des pluies (G.E.A., 1981). Certaines de ces constructions sont en rapport avec les réseaux d'assainissement séparatifs puisqu'elles servent à régulariser les débits en période de pluies (G.E.A., 1983 ; Ministère de l'Agriculture. Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 1988).

Le fonctionnement hydrologique des bassins (G.E.A., 1981) est dicté par les mécanismes d'apport et d'élimination des eaux. L'apport est réalisé soit directement via une canalisation transitant dans le bassin (en circuit), soit indirectement via le débordement du canal adjacent au-dessus d'une marge généralement bétonnée (hors circuit). L'élimination peut s'effectuer soit par écoulement dans un exutoire vers le réseau hydrographique, soit par évaporation (élimination faible car superficie généralement réduite), soit par infiltration dans le sol (seulement possible si présence d'un fond naturel et d'un sol suffisamment perméable).

D'un point de vue essentiellement physique, le fait que les eaux de ruissellement soient canalisées vers un bassin avec un exutoire de capacité plus faible que le canal d'amenée entraîne une diminution du taux de ruissellement et une décantation des matériaux particuliers si le temps de détention est suffisant (Athanas C., 1987). Cette caractéristique est importante au vu des quantités de matières en suspension charriées par les eaux de ruissellement routier.

Nous ne discuterons pas des différentes méthodes existantes pour le dimensionnement des bassins d'orage car elles n'entrent pas dans le sujet de l'étude. Mais il est important de noter que ce dimensionnement doit respecter certains principes élémentaires. A défaut, on risquerait de ne pas savoir ce que l'on traite, ni de connaître l'efficacité des ouvrages réalisés (S.E.T.R.A., 1997). Par exemple, la décantation des matières en suspension se fera si le bassin est assez grand pour permettre une stagnation suffisamment longue des eaux porteuses.

Pour de plus amples informations, reportez-vous aux références bibliographiques suivantes :

- G.I.R.E.A., 1984 et 1988 ;
- Ministère de l'Agriculture. Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 1988 ;
- S.E.T.R.A., 1997.

II.2.2. Epuration des eaux

Il est essentiel de considérer le bassin d'orage comme un écosystème à part entière dans lequel s'installent une faune et une flore, constituant une communauté d'êtres vivants (biocénose) au sein de laquelle s'établissent toute une série de relations entre les organismes en fonction de nombreux paramètres extérieurs (biotope) mais aussi au sein de laquelle chaque organisme tient sa place et joue un rôle important dans le système (G.E.A., 1983).

De nombreuses études ont montré que l'eau de pluie provenant d'une autoroute est loin d'être propre (tableau I). Ceci conduit à envisager des rôles nouveaux pour les bassins d'orage dans le but de restituer au réseau hydrographique une eau qualitativement plus propre et de favoriser la biodiversité.

- « Phénomène des premières eaux » :

Une caractéristique importante concerne les premières eaux de ruissellement qui surviennent après le début de l'événement pluvieux. Ces eaux sont plus chargées en substances polluantes à cause de l'effet de lessivage des surfaces imperméabilisées par ces mêmes eaux et la remise en suspension des poussières avant l'entrée dans les collecteurs, sans oublier l'augmentation des vitesses d'écoulement dans les collecteurs, entraînant les dépôts et sédiments présents (Acher, Harrison et Brewer, 1968 dans G.E.A., 1983 ; Jooris G., 1989).

Il est évident que ce phénomène est une réponse qui est fonction de la nature des contaminants présents sur la surface routière et du ruissellement en terme de caractéristiques de l'écoulement (par exemple, sa capacité à mobiliser différentes fractions de taille de sédiment) (Harrison et Wilson, 1985) sans oublier le phénomène de solubilisation de substances polluantes.

Comme le montre la figure 1, un effet de premier flux a été observé pour les matières en suspension, pour des métaux lourds (Pb, Cd et Cu) et pour les composés alkyles, leurs concentrations décroissent avec la durée de l'événement pluvieux (Hewitt et Rashed, 1992). Cet effet est aussi observable pour la DCO, la turbidité et les contaminants associés aux huiles et rejets d'essence (Harrison et Wilson, 1985), la plus grande partie de la concentration en DBO₅ est transportée par la première partie du débit entrant et ce, même si le débit de pointe ne survient qu'ultérieurement (Jooris G., 1989).

Une averse de forte intensité (annuelle) entraîne 70% de la pollution en 5 minutes, 90% en 15 minutes (G.I.R.E.A., 1984).

Il existe donc une réduction importante du niveau de pollution transmis dans le réseau hydrographique si la retenue de ces premières eaux est rendue possible grâce au bassin d'orage.

Cette observation ajoute un deuxième rôle important aux bassins d'orage après celui de tampon hydrologique : l'épuration des eaux avant leur rejet dans le milieu récepteur. Nous pouvons donc en déduire que le type de bassin « en circuit » rend exécutable une rétention de ce premier flux polluant, à l'inverse des bassins hors circuit, pour lesquels la majeure partie de la charge polluante s'en va directement dans le réseau hydrographique (G.E.A., 1983). Il est entendu que cette fonction dépendra du type de bassin.

Actuellement, des rôles « écologiques » importants, complémentaires à cette épuration, peuvent être rendus par les bassins d'orage, ils sont au centre des nouvelles conceptions de bassins d'orage (cf. II.4.) qui se doivent d'intégrer ces fonctionnalités indispensables. Par contre, les bassins d'ancienne génération ne remplissent pas nécessairement la totalité de ces fonctions, une amélioration de leur efficacité est donc nécessaire.

A l'heure actuelle, de nouvelles fonctions ont été proposées pour les bassins d'orage :

- décantation des matières en suspension : Verniers et al. (1988) estiment que 80% de ces matières solides sont décantables en bassin d'orage. Les quantités totales de MES provenant d'un tronçon d'autoroute de 1 km à 2X2 voies et d'un trafic de 10000 véhicules par jour varient de 20 à 50 kg/jour/km (S.E.T.R.A., 1980 dans G.E.A., 1983). Ces quantités sont relativement importantes. A titre d'exemple, 80 t/an de matières solides provenant d'un bassin versant de 82 ha décantent dans le bassin de Landenne (E42) d'une superficie de 6320 m² (G.I.R.E.A., 1984) ;
- déshuilage : une partie des hydrocarbures sédimente avec les matières en suspension et est digérée par les bactéries (Gillet, 1992). Afin d'améliorer ce rendement épuratoire, des réservoirs de déshuilage peuvent être ajoutés mais ils ne récupèrent que 50% des hydrocarbures flottants (Verniers et Loze, 1985). En général, ces dispositifs sont peu installés dans les bassins d'orage ;
- dilution des sels : en hiver, les quantités de sels épandues sont élevées et peuvent atteindre des concentrations importantes dans les bassins d'orage (de l'ordre de 6.000 mg de chlorures par litre dans les eaux d'entrée, des maxima de 4.900 mg/l au sein du bassin et des valeurs de 400 mg/l après dilution et stabilisation (bassin d'orage de Landenne, E42) (Verniers et al., 1988). La concentration maximale admise dans le milieu récepteur est en valeur médiane de 250 mg Cl/l (arrêté royal du 4.11.1987), exception faite des cours d'eau peu minéralisés de type fagnard où le seuil doit être fixé en fonction de la qualité biologique. Une dilution est donc indispensable.
Cette fonction doit faire l'objet d'une analyse mathématique particulière à chaque bassin d'orage et est relativement complexe car interviennent, notamment, la quantité de sel épandue, le volume du bassin, le débit du milieu récepteur, etc ;
- rétention des polluants par les végétaux et par la faune : par exemple, l'accumulation des métaux lourds par les organismes végétaux et animaux a été prouvée (jusque 1300 ppm Zn et 120 ppm Pb dans les végétaux ; 1900 ppm Zn et 200 ppm Pb dans les macroinvertébrés) (G.I.R.E.A., 1984) ;

- protection du sous-sol et des nappes phréatiques : la qualité des eaux souterraines est primordiale et donc les bassins peuvent limiter la contamination via une étanchéisation du fond ou simplement grâce au fond naturel imperméable.

Tous ces rôles secondaires sont assurés à des degrés divers en fonction du type de bassin d'orage. Il est à noter que la végétation renforce l'efficacité des fonctions secondaires précitées.

Du point de vue fonctionnement, à l'effet tampon hydraulique, se superpose un effet tampon concernant l'abattement des concentrations de substances polluantes (G.I.R.E.A., 1985) :

cet effet tampon général est résultant de 2 phénomènes indépendants : le premier est relatif à l'aspect dilution proprement dit, il est produit par le mélange du flux polluant provenant de l'autoroute et de l'eau « douce » accumulée dans le B.O. Le deuxième est occasionné par l'atténuation des débits au sein du B.O. (tampon hydrologique).

Au cours de la même averse, l'aspect dilution sera peu à peu remplacé par l'effet tampon hydrologique au fur et à mesure que les concentrations du flux polluant et de l'eau du B.O. s'égalisent.

L'épuration des eaux dans les bassins d'orage peut donc être obtenue par des phénomènes physico-chimiques (dilution, sédimentation) et biologiques (Verniers et al., 1988).

II.3. Classification des différents types de bassins d'orage

En Belgique, nous pouvons associer les bassins en plusieurs classes selon leurs caractéristiques morphométriques et selon leur fonctionnement : (G.E.A., 1981)

- Morphométrie : • nature du fond et/ou des berges naturel(les) ou artificiel(les).
- Fonctionnement : • bassins ouverts (avec exutoire) et bassins fermés (sans exutoire).
• bassins en circuit (le trajet de l'eau passe obligatoirement par le B.O. avant de rejoindre l'exutoire) et bassins hors circuit (l'eau ne pénètre dans le bassin que lorsqu'un certain débit critique est atteint) (figure 2).

Nous pourrions ajouter à cette liste d'autres paramètres tels que la superficie, la capacité, la forme, le type de sol, etc.

Il est important de signaler que seul le premier système (en circuit) permet de récolter le pic de pollution car celui-ci est transporté lors des premières heures de ruissellement.

Une autre classification a été proposée lors de l'évaluation des potentialités en matière d'épuration des bassins d'orage des autoroutes E411 et E25 dans la province du Luxembourg réalisée par Gillet (1992), il a regroupé les différents bassins selon 3 catégories :

- 1^{ère} catégorie : bassin entièrement bétonné à forme géométrique ;
- 2^{ème} catégorie : bassin d'aspect plus naturel de forme géométrique ou bassin mixte entre la 1^{ère} et la 3^{ème} catégorie ;
- 3^{ème} catégorie : bassin entièrement naturel, composé de sous-bassin à vocation propre d'épuration.

II.4. Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu « bassin d'orage »

Cette partie est consacrée à l'analyse des constituants abiotiques de l'écosystème, à savoir l'eau et les sédiments. Pour l'eau, 4 aspects seront débattus, les apports, l'eau du bassin et les rejets ainsi que leurs impacts. Pour les sédiments, nous envisagerons le phénomène d'adsorption, les sédiments proprement dits, les apports et abattements et les impacts sur le milieu extérieur.

La pollution émise par la circulation n'est pas essentiellement transportée par les eaux de ruissellement, elle peut, soit se déposer directement sur la chaussée, soit être diffusée dans l'atmosphère. Une partie des polluants émis dans l'atmosphère peut alors rejoindre la chaussée ultérieurement par dépôt sec ou humide. Les polluants accumulés peuvent ensuite être mobilisés puis transportés par les eaux de ruissellement sur chaussée (Pagotto C., 1999).

II.4.1. Les eaux

II.4.1.1. Caractérisation des ruissellements autoroutiers

Les eaux de ruissellement de chaussées (figure 3) apportent dans les hydrosystèmes des matières minérales et organiques de façon chronique, saisonnière ou accidentelle.

Il existe, donc, 3 types de pollutions provenant d'une plate-forme autoroutière (G.E.A., 1983 ; S.E.T.R.A., 1993) :

- pollution accidentelle : due au déversement de substances toxiques ou d'hydrocarbures. Ce type de pollution ne sera pas pris en compte dans cette étude vu son imprévisibilité,
- pollution saisonnière : due à l'épandage des fondants chimiques,
- pollution chronique : due à l'usure du revêtement de la chaussée (goudron, sables), des pneumatiques, de la carrosserie, à l'attaque des glissières de sécurité (métaux lourds), à l'émission des gaz d'échappement (SO₂, NO, CO, HAP, Pb, etc.), etc., et liée à l'importance de la circulation automobile.

A ces différents types de pollution, vient s'ajouter une quatrième source, la pollution extérieure à la chaussée, provenant généralement du bassin versant, à savoir des ruissellements d'origine agricole et des rejets domestiques formant une source non négligeable de nutriments et donc pouvant entraîner une certaine eutrophisation du milieu.

L'importance des apports polluants dépend de 3 principaux facteurs (S.E.T.R.A., 1993) :

- climatiques : durée du temps sec, durée et intensité des précipitations, hauteur de pluie totale... ;
- humains : intensité du trafic, qualité des carburants, travaux d'entretien, accidents... ;
- techniques : nature du bassin versant routier drainé et du revêtement, mode de collecte et d'assainissement des eaux pluviales, etc.

I.4.1.1.1. Pollution chronique

La pollution chronique, émise essentiellement sous forme de particules et d'aérosols, va se retrouver associée aux poussières que l'on retrouve pour une part, dans le réseau après chaque pluie et, pour une autre part, dans l'atmosphère. Cette deuxième fraction se déposera +/- loin de la chaussée en fonction des conditions météorologiques.

II.4.1.1.1.1. Composition

a) *Matières en suspension*

Elles proviennent d'une part des eaux lessivées de la surface routière et d'autre part de l'atmosphère (vents et précipitations). L'usure des pneumatiques, du revêtement et des talus en est responsable.

Il peut y avoir jusqu'à 5 mm d'usure de chaussée par an à l'endroit du passage des roues ce qui représente une charge minérale de 10 m³/km/an (G.E.A., 1983).

b) *Métaux lourds*

Les métaux lourds sont des éléments naturels présents dans tous les écosystèmes. Ce sont des éléments à caractère métallique de densité massique supérieure à 4,5 à l'exclusion des alcalino-terreux. Il s'agit du Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, et Zn. As et Se qui ont été ajoutés bien que n'étant pas chimiquement des métaux (Impens et al., 1991 dans Gouder, 1996).

Certains de ces métaux n'ont pas de fonction biologique essentielle (Cd, Pb), 4 d'entre eux (Na, K, Ca et Mg) ont un rôle fondamental dans l'équilibre osmotique et électrolytique des organismes. D'autres interviennent comme cofacteurs de certaines enzymes et sont indispensables, à faibles concentrations, pour la croissance des organismes vivants, ce sont des oligo-éléments (Fe, Cu, Zn, Co, Mn, Al, etc.) (Pagotto C., 1999).

Le terme de métal "lourd" reprend généralement, dans le langage quotidien, tous les métaux non-ferreux présentant une certaine toxicité vis-à-vis de l'environnement (Inter-Environnement, 1992).

PLOMB : Il provient du Pb tétraéthyl utilisé dans les carburants afin d'augmenter l'indice d'octane. La teneur moyenne était de 0,5 g/l d'essence en 1984 mais un premier pas important a été franchi avec la fixation de valeurs limites pour les essences plombées à 0,15 g/l, en 1989 et pour les essences sans plomb à 0,013 g/l (Pagotto C., 1999). De plus l'évolution des ventes de produits pétroliers montre une augmentation dans l'utilisation d'essences sans plomb associée à une diminution des essences plombées, ce qui participe à la diminution des émissions de plomb. Sa concentration dans l'atmosphère est fonction de l'intensité de la circulation, de la vitesse des véhicules, de la température extérieure, de la vitesse du vent, de l'humidité et du profil de la chaussée (G.I.R.E.A., 1984).

Le plomb est rejeté dans l'atmosphère sous forme d'halogénures de plomb ou de complexes d'halogénures de plomb et d'ammonium, il va s'adsorber sur les particules. Très peu soluble, on le retrouvera en quantité importante sur les matières décantées en bordures des voies ou dans les bacs de décantations (Silvestre et al., 1981).

Les particules très fines peuvent être emportées à grande distance par les vents, tandis que les plus grosses (diamètre > 5µm) se déposeront à proximité immédiate des bandes de circulations (G.E.A., 1983).

On observe (figure 4) que les plus petites particules de plomb forment un aérosol assez stable. Une grande partie de ce métal est donc exportée au-delà de la proximité immédiate de la chaussée, mais une partie se dépose dans une bande de 30 m de part et d'autre des voies de circulation (G.I.R.E.A., 1984).

ZINC : Il est issu de la corrosion hivernale des pièces galvanisées, des glissières de sécurité et de la charge minérale des pneus.

Le zinc est, contrairement au plomb, largement soluble, il apparaît en solution et également en adsorption sur les matières décantables (Silvestre et al., 1981).

CADMIUM : Il provient du caoutchouc, des huiles de moteur, etc. On le trouve souvent associé aux éléments galvanisés riches en zinc (G.I.R.E.A., 1984).

Le cadmium présente des affinités particulières avec les matières organiques dans les sédiments, la complexation est très intense avec les matières humiques (Gommes et Muntau, 1976 dans Blake et Dubois, 1982).

Chaque métal développe une activité propre dans le milieu dans lequel il se trouve. Combiné à un autre métal, il peut former un complexe pouvant induire une action plus poussée. Il s'agit des effets synergiques entre métaux, tels ceux existant entre le Cu-Zn-Cd, Cd-Se, Fe-Hg, Cu-Mn, Cu-Zn, Hg-Se, Cd-Zn. L'effet individuel de chaque élément est maintenu mais son action se réalise à des concentrations beaucoup plus faibles : 10% de la dose létale de chaque métal suffit dans le mélange. Les eaux de ruissellement des autoroutes, par les synergies qui existent par exemple entre le zinc et le cadmium, présentent un danger important pour la vie aquatique (Lansiart et Tavoillot, 1976). D'autres interactions, quant à elles, inhibent l'action de certains métaux. Ainsi la toxicité du zinc est réduite pour des quantités élevées de magnésium, de calcium, de phosphates ou pour une alcalinité élevée.

Robbe et Marchandise (1981) ont déterminé les teneurs en métaux des sols sur le site de l'étang de Baslin sur l'autoroute A6 en France, par analyse de carottes prélevées à différents endroits selon un transect longitudinal (tableau II).

Ces résultats montrent, tout comme la figure 4, que seule une fraction de la pollution métallique est déposée sur la chaussée et pourra donc se retrouver dans les eaux de ruissellement. Ce qui ne veut pas dire que la pollution qui n'est pas directement déposée sur la route ne se retrouvera pas dans le milieu par la suite. Les mécanismes de transport seront différents.

Le danger réel des pollutions par les métaux lourds (figure 5) est surtout le fait que ceux-ci se concentrent dans les chaînes alimentaires.

c) *Hydrocarbures, graisses et huiles*

Les hydrocarbures se répartissent en 3 grandes familles, suivant les enchaînements carbonés qui les constituent (Pagotto C., 1999) :

- les hydrocarbures saturés qui ne comportent que des liaisons carbone-carbone simple,
- les hydrocarbures insaturés qui contiennent des liaisons multiples,

- les hydrocarbures aromatiques constitués par un ou plusieurs cycles insaturés à 6 atomes de carbones de même type que celui du benzène.

Pour l'essentiel des hydrocarbures, il s'agit d'imbrûlés de composés d'hydrocarbures cycliques (aromatiques), très difficilement dégradables, et d'hydrocarbures aliphatiques, dégradables. Le G.E.A. (1983) estime que la moitié des hydrocarbures imbrûlés et des graisses ont des noyaux aromatiques.

Ces substances ont des pouvoirs de dilution tels qu'ils peuvent polluer pour des années des volumes considérables d'eau de surface ou d'eau souterraine et perturber gravement les phénomènes d'autoépuration.

Notons la présence des phénols qui se combinent avec le Cl⁻ pour former les chlorophénols et les benzopyrènes (0.18 kg/an/km), provenant de l'usure de la bande de roulement, substances également cancérogènes (S.E.T.R.A., 1978 dans Limet A., 1982).

II.4.1.1.2. Charges et flux polluants

L'enlèvement des polluants au cours d'un événement pluvieux fait intervenir plusieurs mécanismes distincts (Pagotto C., 1999) :

- mise en solution des polluants hydrosolubles,
- érosion des particules par les gouttes d'eau et le ruissellement,
- transport des polluants dissous et des particules arrachées, avec éventuellement sédimentation de certaines au cours du transport.

Il existe des valeurs proposées (tableau I) de la charge polluante déposée par le trafic automobile (10000 véhicules/jour) sur une section d'autoroute de 2 X 2 voies (S.E.T.R.A., 1980 dans Gillet, 1992).

Une étude, sur 2 tronçons d'autoroutes (A4 et A6) ayant un trafic compris entre 5000 et 13600 véhicules/jour, réalisée par Baladés et al. (1985) montre que les charges maximales d'un événement polluant proposées et les charges annuelles pour chaussées à 2 voies par le S.E.T.R.A. sont souvent surestimées, ce qui permet de les utiliser comme valeurs maximales de pollution du milieu routier en général. Une étude plus approfondie des caractéristiques du milieu d'étude renseignera plus correctement sur les données des différentes charges polluantes (tableaux III et IV).

Cette même étude a par ailleurs prouvé que, du fait de l'existence d'un effet latéral (projection et vent latéral) et de la mise en suspension dans l'atmosphère, la plate-forme routière ne stocke plus les polluants au-delà d'une certaine durée de temps sec et d'un certain niveau de trafic ; par exemple, en 5 jours de temps sec, la chaussée atteint 50% de sa valeur maximale d'accumulation.

Les précipitations contiennent également des substances polluantes de par la pollution atmosphérique (pollution de fond). Lorsque l'on compare les quantités de polluants drainés par les eaux de ruissellement autoroutier avec les eaux de pluie, on constate que les précipitations transportent 6% du fer, 13 à 18% du cadmium, 19 à 33% du zinc et 15 à 26% de la DCO ainsi que 40 à 54% du phosphore et des proportions encore plus élevées en ammonium (Stotz G., 1987).

D'après les données bibliographiques récoltées par Silvestre et al. (1981) lors de la préparation d'une étude sur la vulnérabilité du milieu récepteur, dans l'hypothèse d'un trafic de 10.000 véhicules par jour, et en considérant une consommation moyenne de 10 l d'essence par 100 km pour les véhicules légers et de 40 l de gazole pour les poids lourds, les rejets suivants de caractère chronique ont été évalués :

- émissions dues aux gaz d'échappement :
 - Les émissions de gaz et de particules sont très variables selon le carburant, mais aussi selon le type des véhicules, le réglage des moteurs, etc.. Les quantités d'oxyde de carbone peuvent varier de 450kg/m³ de carburant, brûlé en ville, à 170kg/m³ en rase campagne, pour un même moteur, sa consommation étant respectivement de 15 et 10 l/100 km. Ces quantités de CO sont essentiellement produites par l'essence, le gazole n'en émettant que de faibles quantités. Les émissions de soufre (SO₂-SO₃) sont nulles dans la combustion de l'essence, et de 2.5 kg/m³ pour les gazoles. Quant aux particules solides, l'essence en produit 1.4 kg/m³ et le gazole 13 kg/m³.

- usure du revêtement (tableau V) :
 - La production de poussières pourrait, à priori, paraître moins préoccupante. En fait, les 2 facteurs suivants sont déterminants :
 - la masse des poussières est importante, de l'ordre de 5 à 20 kg/jour/km, selon le revêtement ;
 - c'est sur ces poussières que s'adsorbent en grande partie les éléments polluants.
 - Ainsi les poussières apparaissent comme un vecteur essentiel des risques de pollution provenant des routes.
- usure des pneumatiques :
 - Les émissions polluantes dues à l'usure des pneumatiques sont essentiellement composées de noir de carbone. Parmi les métaux entrant dans la composition, le zinc est important et la production est de l'ordre de 10 à 20 g/jour/km.
- hydrocarbures :
 - Les quantités émises sont de plusieurs kg/jour/km dont une fraction sera lessivée par les précipitations.

Lors d'une étude sur la protection de l'alimentation en eau de l'agglomération lyonnaise contre la pollution d'origine routière réalisée par les Laboratoires des Ponts et Chaussées, Benneton et al. (1981), ceux-ci ont évalué les charges polluantes chroniques au niveau d'un rejet unique pour 3 autoroutes (tableau VI) à partir des charges polluantes estimées pour un trafic de 10.000 véhicules par jour et par kilomètre et une période sèche précédant l'événement pluvieux de 15 jours.

Bordonado (1983), lors d'une étude réalisée sur l'autoroute A26 Calais-Reims, a estimé les quantités maximales accumulées de plomb, hydrocarbures et de poussières, les ordres de grandeurs suivants ont été retenus :

- plomb : 1.8kg/km/an ;
- hydrocarbures : 4.5kg/km/an ;
- poussières : 400kg/km/an.

D'autres informations nous sont apportées par une étude sur la pollution des eaux de ruissellement de l'autoroute A11 près de Nantes, Legret et al. (1997) observent que la concentration moyenne en matières en suspension est de 71 mg/l et les valeurs sont assez dispersées. La norme européenne de 35 mg/l est dépassée pour 65% des événements mesurés. Il apparaît également des pics de concentration qui peuvent être reliés à l'accroissement du trafic au début des vacances de juillet, au nettoyage du tronçon et au salage. La moyenne des concentrations en matières en suspension (MES) avant salage (55 mg/l) est significativement inférieure à celle de la période hivernale (100 mg/l). La concentration en insolubles des sels de déneigement peut constituer un apport non négligeable en matières en suspension sur la chaussée.

Selon le S.E.T.R.A. (1993), les flux annuels de matières en suspension n'ont en général rien d'exceptionnel et se rapprochent de ceux d'un bassin versant naturel. En revanche, les flux de métaux lourds sont 10 à 100 fois plus importants (tableau VII).

Gouder (1996) a mesuré les concentrations de Cd, Pb et Zn dans les eaux du bassin d'orage de Cédrogne (plateau des Tailles, E25) (figure 6) :

En regardant l'évolution des métaux lourds dans les différents sites (moyennes des mois), 3 remarques peuvent être formulées :

- les concentrations de Cd sont faibles. Elles varient de 0.001 à 0.003 mg/l. Ces concentrations sont le plus souvent inférieures à la limite de détection (= 0.001 mg/l) et ne sont pas significatives ;
- les teneurs en Pb sont plus ou moins semblables dans chaque sous-bassin. Elles sont faibles et s'échelonnent de 0.010 mg/l à 0.027 mg/l. La jauge Owen¹ contient des teneurs en Pb encore plus faibles (0.003 à 0.011 mg/l). Les rejets atmosphériques en provenance de l'autoroute sont réduits ;

¹ Une jauge Owen de 10 litres est placée à proximité du site d'étude, elle a pour but de récolter les précipitations et les poussières atmosphériques afin de distinguer, dans les eaux des bassins, les apports en métaux lourds venant de l'autoroute et de l'atmosphère.

- le Zn présente une concentration maximale (0.060 mg/l) dans la jauge Owen, soit une concentration presque 6 fois supérieure à celle retrouvée dans le bassin. Ce sont malgré tout des teneurs très faibles.

Limet (1982) a effectué des analyses pour les différents métaux (15 métaux différents) sur 3 bassins d'orage belges (Cognelée, Landenne et St-Germain). Ses résultats indiquent que les concentrations de ceux-ci sont faibles dans les trois bassins d'orage. Elles sont toutes inférieures aux normes de qualité recommandées pour les eaux de surface.

En moyenne, les quantités d'hydrocarbures dans les eaux de ruissellement d'autoroute sont de l'ordre de 1 à 5 kg par jour et par km, soit 350 à 1800 kg/an (S.E.T.R.A., 1980 dans G.I.R.E.A., 1984).

Tous ces résultats hétérogènes nous montrent que la pollution chronique est fonction de paramètres d'une grande variabilité selon le site étudié, la période, les conditions de trafic, etc. Nous remarquons aussi qu'il existe, comme l'indique le tableau VIII, des évaluations de charges polluantes pour toute une série de substances.

II.4.1.1.2. Pollution saisonnière

Parmi les substances polluantes issues de la plate-forme autoroutière, les fondants chimiques occupent une place de choix. La facilité de leur mise en solution (ce qui a généralisé leur emploi), les fortes concentrations rencontrées et leur non-dégradabilité font des chlorures, le principal agent polluant des eaux, malgré un faible taux de toxicité (G.I.R.E.A., 1985).

Bien que passagère, cette pollution n'en est pas moins réelle et constitue à elle seule une source importante de contamination routière (S.E.T.R.A., 1993).

II.4.1.1.2.1. Composition

Les rejets de caractère saisonnier sont la conséquence de l'utilisation de fondants chimiques constitués en majorité de chlorure de sodium (NaCl) et en très faible proportion de chlorure de calcium (CaCl_2) présentant une efficacité plus grande aux basses températures. D'autres fondants sont cités comme le chlorure de potassium (KCl). La pollution saisonnière prend également en compte les additifs de sels de déneigement (phosphates, nitrates, ferrocyanures, chromes, etc.) qui en général empêchent la coagulation.

La limite d'efficacité reconnue du NaCl se situe de façon générale à des températures avoisinant les -10°C . En deçà de ces températures et selon la présence ou non, au moment de l'épandage, des facteurs favorisant le travail du sel (cf. annexe 1), l'efficacité de celui-ci dans sa lutte contre la glace ou la neige résiduelle sur la chaussée chute rapidement, rendant l'épandage de quantité supplémentaire inutile et coûteux. Dans certaines conditions, il peut s'avérer plus profitable de considérer des interventions alternatives à l'épandage du sel comme l'utilisation d'abrasifs (Brown et Tremblay, 1998).

D'autres produits sont également utilisés. Par exemple, le M.E.T. utilise un mélange de 1/3 de chlorure de calcium (dénomination commerciale CASO avec au moins 77% de CaCl_2) et de 2/3 de chlorure de sodium pour certaines conditions climatiques. Ce mélange est commercialisé sous le nom de NaCal (communiqué Solvay).

II.4.1.1.2.2. Charges et flux polluants

Selon Silvestre et al. (1981), les quantités utilisées sont très variables selon l'année, la saison et le niveau de service retenu ; les ordres de grandeur sont d'une quinzaine de tonnes par an et par kilomètre d'autoroute. A titre d'exemple, on releva sur l'autoroute A33 durant l'hiver 78-79, des quantités de 0.82 t/km/intervention de NaCl équivalant 55 t/km/mois d'hiver.

Il a été constaté que les quantités de sel nécessaires étaient ramenées au tiers et même au quart des quantités théoriques, en réalisant des interventions préventives, et en utilisant des saumures (30% d'eau) (Silvestre et Tchittarath, 1981).

On distingue (en France) 2 sortes d'interventions de salage : l'intervention préventive et l'intervention curative. En général, les quantités de sel répandues sont de 20 g/m² de NaCl dans le cas préventif, et de 40 g/m² de NaCl dans le cas curatif (Silvestre et Tchittarath, 1981).

Sur les autoroutes françaises, on estime les quantités moyennes utilisées à (Dir. Routes et de la Circulation Routière, 1980) :

- Zone A Hiver rigoureux : 30 t/an/km ;
- Zone B Hiver moyen : 15 t/an/km ;
- Zone C Hiver doux : 5 t/an/km

Les apports de fondants ont lieu essentiellement pendant la durée du service hivernal qui est fixée conventionnellement du 15 novembre au 15 mars, soit 4 mois. La quasi-totalité de ces apports sera donc rejetée dans le milieu récepteur pendant cette période.

On estime qu'il y a environ une quinzaine d'épandages en moyenne en Belgique par an. Les quantités sont les suivantes :

- 10 à 15 g de sels/m² en épandage préventif ;
- 15 à 30 g de sels/m² en épandage curatif.

Les quantités totales peuvent atteindre jusqu'à 5 kg de sels/m²/an en certains endroits (Paul, 1996 dans Gouder, 1996). Un exemple, durant l'hiver 90-91, sur un tronçon de la E-411 de 4.4 km proche de Lavaux-St-Anne, on a observé des concentrations cumulées de 1.78 kg de sel/m²/an (Cebedeau, 1994).

Lors d'une étude sur les effets du salage hivernal sur le milieu récepteur, Silvestre et Tchittarath (1981) ont constaté sur 6 mois de mesure que tous les chlorures Cl⁻ déversés sont récupérés à l'exutoire des canalisations de l'autoroute A33 et des départementales 23 et 73 : 34081 kg Cl⁻ déversés → 33258 kg Cl⁻ récupérés (au-dessus de 4mg/l). De plus les points d'étalement montrent une bonne corrélation entre Cl⁻ et Na⁺ dont le rapport a une moyenne de 0.61, ce qui correspond au rapport théorique de Na et Cl dans NaCl.

Revenons sur l'autoroute A26, sur laquelle Bordonado (1983) a estimé les flux moyens de sel en se basant sur l'hypothèse d'une fonte régulière pendant les mois de janvier, février et mars et ce, à partir d'une estimation des tonnages de sels de déverglacement répandus pendant un hiver « assez rigoureux » :

Poids total (t/km/an)	Na ⁺	Cl ⁻	Ca ⁺⁺
15	5.5	9.2	0.3

Ces tonnages correspondent aux flux moyens suivants :

Flux moyens :	total	Na ⁺	Cl ⁻	Ca ⁺⁺
(mg/s/km)	1930	710	1180	40

Lors d'une étude sur six bassins d'orage, le G.I.R.E.A. (1984) a analysé les eaux de ces bassins, les résultats montrent des eaux moyennement polluées à grande richesse ionique ou le problème le plus important réside dans les apports élevés de sels en hiver. Les mesures effectuées montrent des teneurs en chlorures allant de 35 à 320 mg/l, ce qui signifie qu'elles peuvent être supérieures à la norme de qualité de base des eaux du réseau hydrographique public (A.R. 21/11/87) se caractérisant par une valeur de 250 mg/l de Cl⁻.

Une étude plus récente, réalisée par le Cebedeau (1994) sur l'impact des fondants routiers au niveau de la Wimbe, présente des valeurs de concentration en chlorures à l'aval du rejet autoroutier (E411) atteignant, en maxima, les 150 mg/l environ, valeurs inférieures à la norme précitée, dues à des flux associés (500 à 2500 kg Cl⁻/jour) de courte durée et à une dilution importante dans les eaux de la rivière.

Legret et al. (1997), sur l'autoroute A11, constatent que les teneurs en chlorures sont évidemment très importantes pendant la période de salage, en moyenne 1012 mg/l, et dépassent, pour 66% des événements de cette période, le seuil de 200 mg/l fixé par le décret 89-3 du 3 janvier 1989 pour les eaux brutes destinées à la production d'eau de consommation. La moyenne générale est de 388 mg/l, mais la teneur moyenne hors période de salage n'est que de 12 mg/l.

Dans cette même étude, Ils ont constaté que le coefficient de ruissellement moyen passe de 0,64 à 0,95 pendant la période hivernale. Cet effet saisonnier explique, par l'accroissement du ruissellement, l'augmentation de l'entraînement des matières en suspension et des polluants qui leur sont associés et, par l'action des sels de déneigement, l'élévation de la mobilité des métaux lourds, notamment du zinc et du cadmium, et constituer un apport non négligeable en sulfates, en métaux (plomb, cadmium) et en matière en suspension sous forme d'insolubles.

II.4.1.1.2.3. Effets sur la mobilité des métaux lourds

Bauske et Goetz (1993) ont démontré qu'il existe des effets des sels de déneigement sur la mobilité des métaux lourds. Une relation entre les sels et la mobilité des métaux avait déjà été détectée par des tests de laboratoire. Les résultats obtenus à partir des solutions de sol analysées ne montrent pas seulement une augmentation en concentration de sodium, calcium et chlorure mais aussi des valeurs élevées en zinc et cadmium. Des tests additionnels en laboratoire ont confirmé les effets de mobilisation des sels (NaCl et CaCl_2). Cette mobilisation serait due à la formation de chlorocomplexes comprenant les différents métaux (démonstré pour le cadmium).

II.4.1.1.3. Pollution extérieure

Il ne faut pas négliger les apports agricoles, atmosphériques et domestiques qui peuvent influencer très fortement la qualité de l'eau des bassins d'orage.

Les bassins d'orage sont approvisionnés en eau par les autoroutes mais aussi par les eaux de terrains, agricoles ou autres, situés dans leurs bassins versant. Ces eaux contiennent, soit des engrais appliqués au printemps, soit des herbicides ou pesticides, soit des matières organiques répandues sur les terres de culture (fumier, détritux végétaux, etc.).

Germonpre (1980, dans G.E.A., 1983), dans un travail concernant les phénomènes biologiques dans les bassins d'épargne, montre que l'eutrophisation est la principale cause de la détérioration de la qualité des eaux lagunées, elle est due à un flux important de nutriments dont le phosphore qui provient des eaux résiduelles domestiques.

Une eutrophisation des eaux peut également survenir par l'apport de nitrates ou d'ammonium provenant des émissions automobiles, des terres agricoles ou des espaces urbains (G.E.A., 1983).

II.4.1.2. Impacts des eaux de ruissellement sur les milieux aquatiques

Peu d'études à propos des impacts sur les milieux aquatiques ont été réalisées, en revanche, il existe de nombreuses études sur l'effet des polluants sur des organismes cibles (Boisson J.-C., 1998).

Les rejets d'eau de ruissellement autoroutier constituent une source de pollution intermittente variant à la fois dans l'espace et dans le temps. La réponse du milieu récepteur, plus particulièrement celle des organismes, dépend de nombreux facteurs (Boisson J.-C., 1998) :

- les caractéristiques du rejet : teneur en substances polluantes, durée, amplitude et fréquence des événements ;
- les caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur : capacités auto-épuratrices (débits, température, oxygénation, etc.), pouvoir tampon (pH, alcalinité, etc.), présence d'autres substances polluantes (effets antagonistes ou synergiques) ;
- les caractéristiques de la biocénose : composition (degré de polluo-sensibilité des différentes espèces), structure (diversité, interaction spécifique, etc.), stade de développement, état sanitaire, etc.

Il existe 3 niveaux de réponse en fonction des capacités de l'écosystème à subir la perturbation (résistance du milieu) (Hart et Carins, 1984 dans Boisson J.-C., 1998) :

- absence de réponse : les apports polluants n'ont pas d'effets détectables sur l'hydrosystème ;
- réponse détectable : généralement, les effets augmentent avec la charge polluante mais restent sublétaux (réduction de l'alimentation, de la reproduction, de la croissance, etc.)
- réponse nette : il y a saturation du système, la charge polluante a un effet létal et, à partir de ce seuil, toute augmentation des apports ne modifie plus la réponse.

La figure 7 nous aide à apprécier le fait que malgré leur caractère épisodique et relativement ponctuel, les rejets d'eau de ruissellement n'auront pas nécessairement un effet immédiat. Suivant leurs caractéristiques (charge, nature), l'effet pourra être différé dans le temps (Chocat et al., 1993 dans Boisson J.-C., 1998) :

- effet immédiat résulte de la discontinuité des rejets pluviaux, qui peuvent produire des effets de choc par une pollution passagère mais accentuée. Après chaque événement, le milieu retrouve généralement ses conditions physico-chimiques initiales ;
- effets différés proviennent de la répétition des événements qui favorise l'accumulation et la persistance dans le milieu de certaines substances (sédiments, micropolluants organiques et minéraux, etc.). Ces éléments peuvent être relargués ou remis en suspension lors de crues, puis dispersés dans le milieu à plus ou moins longue distance.

La qualité des eaux de ruissellement provenant des routes, qui peut être chargées d'éléments polluants, peut avoir une influence néfaste sur le milieu récepteur ainsi que sur les eaux tant de surface que de la nappe phréatique (Ass. Int. Permanente des Congrès de la Route, 1987).

Les apports provoquent, en général, des modifications des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques qui peuvent entraîner des phénomènes d'eutrophisation et/ou des effets toxiques sur les milieux (Boisson J.-C., 1998).

II.4.1.2.1. Au niveau des cours d'eau

L'impact général et les conséquences écologiques de diverses pollutions des eaux courantes peuvent être synthétisés par le tableau IX (in Hellowell, 1986).

Benneton et al. (1981), dans une étude sur les rejets d'eaux de ruissellement de 3 autoroutes de la périphérie de Lyon dans le canal de Méribel, constatent que la pollution chronique reste limitée (tableau XI). Les seuils de tolérance sont à peine franchis par les apports en plomb et hydrocarbures, les quantités de matières en suspension, en revanche, dépassent largement l'objectif de qualité. Pour ces M.E.S., des traitements physiques simples de décantation, associés à un déshuilage (hydrocarbures) amélioreront probablement la qualité des eaux rejetées.

Donc, nous pouvons estimer que concernant la pollution chronique, et moyennant les précautions indiquées, l'impact des rejets restera dans la fourchette tolérable de la qualité des eaux.

Maltby et al. (1995) constatent que les eaux de ruissellement de l'autoroute M1 (Angleterre) ne modifient pratiquement pas la qualité des eaux de 7 ruisseaux récepteurs au point de vue du pH, de la température, de l'alcalinité et de l'oxygène dissous, mais une faible augmentation des concentrations en ions sulfates et chlorures est observée. Des résultats comparables sont observés par Smith et Kaster (1983) sur la rivière Sugar (E.-U., Wisconsin), avec une autoroute à faible trafic (8000 véhicules/jour).

Il est important de constater que la difficulté de mettre en évidence un impact peut parfois résulter de caractéristiques physiques différentes (vitesse, substrat, etc.) entre les stations encadrant le rejet. Ainsi au niveau de la rivière Sugar, la station aval, qui reçoit la plus forte charge polluante, a une qualité biologique comparable à celle de la station amont de référence, les capacités d'accueil étant très favorables à la faune benthique (vitesse du courant assez élevée, substrat hétérogène).

Pour les matières en suspension, les poussières agissent de 2 manières sur le milieu récepteur (Dir. Routes et de la Circulation Routière, 1980) :

- physiquement, en modifiant la transparence de l'eau, donc en altérant l'activité photosynthétique et, lors de leur décantation, en modifiant la structure granulométrique des fonds, donc en diminuant la diversité du milieu.
- chimiquement, en fixant les métaux lourds et les hydrocarbures.

Si les dépôts de matières en suspension sont importants, il peut apparaître une perturbation de l'écoulement suite aux modifications de la section transversale (G.I.R.E.A., 1985).

Pour les hydrocarbures, l'agitation d'un cours d'eau engendre une émulsion qui réduit considérablement l'effet des hydrocarbures (voir II.4.1.2.2.).

Au niveau des sels de déneigement, lors d'une étude ayant pour objectif de vérifier l'impact des fondants routiers sur les biocénoses aquatiques au niveau de 10 cours d'eau répartis sur le territoire français, Faessel et al. (1997 dans Boisson J.-C., 1998) ont analysé les peuplements de macro-invertébrés benthiques. Leurs résultats montrent une altération à caractère toxique pour 4 d'entre eux caractérisée par des changements significatifs dans la structuration des peuplements.

L'altération est variable suivant les caractéristiques mésologiques des sites et la période d'échantillonnage. L'effet des rejets autoroutiers est surtout décelable dans les milieux où prédominent les faciès sédimentaires. Il se traduit par une baisse de l'abondance ou une disparition de certaines taxons.

Si l'effluent contenant des sels de déneigement est déversé dans un cours d'eau, le problème reste mineur sauf en cas d'utilisation de la ressource en aval, notamment pour un captage d'alimentation en eau potable ou pour des industries exigeant une eau faiblement minéralisée ; aucun phénomène d'accumulation ne se produit (S.E.T.R.A., 1993).

L'effet des épandages de fondants routiers sur l'E411 au niveau de la Wimbe a été analysé lors d'une étude réalisée par le Cebedeau (1994). Les élévations des teneurs en chlorures des eaux de la rivière sont très marquées (jusqu'à 15 fois la valeur référence de 11.8 mg/l, mais ces perturbations de faible durée (quelques heures) restent acceptables et ne sauraient, selon les données bibliographiques (cf. II.5.2.1.), être ressenties de façon sensible sur l'écosystème rivière.

Dans le cas des rivières et canaux, les débits sont en général suffisants pour que la salinité ne perturbe pas de façon importante la vie aquatique. Une étude sur la Dyle a révélé des teneurs en chlorures de 100 à 200 mg/l en période de salage, les concentrations revenant à leur niveau normal en 24 heures (G.E.A., 1983).

Au niveau de la rivière Heywoorth (Québec), un enrichissement en NaCl (1g/l) provoque une augmentation du nombre de bactéries périphtiques au détriment des algues dont l'abondance et la diversité diminuent significativement après 28 jours d'exposition. Ce traitement provoque également une diminution des invertébrés brouteurs (Dichman et Gochner, 1978 dans Boisson J.-C., 1998).

Dans le cas d'une pollution extérieure, si la pollution organique rejetée (mesurée grâce à la DBO₅ et la DCO) est trop importante, la conséquence est une diminution, voire une disparition de toute vie aquatique résultant de la consommation de l'oxygène dissous par la réaction d'oxydation de la matière organique présente dans le milieu (Jooris G., 1989).

Il est important de prendre en considération que lorsque les eaux de ruissellement d'origine routière sont associées à un rejet urbain ou agricole, il est difficile de distinguer la part de responsabilité de chaque source polluante dans l'altération de la qualité physico-chimique et biologique des eaux (Faessel et al., 1997 dans Boisson J.-C., 1998).

Dans ce cas, l'analyse de composés spécifiques aux eaux de ruissellement de chaussées (hydrocarbures, métaux, etc.) au niveau des sédiments ou dans les tissus des organismes permettrait de distinguer la part imputable à l'aménagement routier.

Une étude sur 20 sites expérimentaux, réalisées par l'Association Française des Sociétés d'Autoroute (AFSA) et le Scetauroute, ayant pour objectif d'évaluer les impacts des eaux de chaussées sur les milieux aquatiques en utilisant certaines méthodes d'investigation biologique dont celle de l'I.B.G.N. basée sur les macroinvertébrés, donne des résultats qui montrent que (Mortgat B., 1999) :

- la réponse de l'I.B.G.N. ne révèle pas d'effet perturbateur des rejets autoroutiers sur les milieux récepteurs et ce, malgré que les analyses des métaux lourds révèlent une contamination modérée en Pb, Cd et Zn pour 4 sites, ainsi que celle des hydrocarbures dans les sédiments ai démontré la possibilité d'une contamination d'origine routière en 1 site ;
- l'analyse de la bioaccumulation dans les Bryophytes n'a pas révélé d'effet du rejet routier ;
- chaque cours d'eau présente des caractéristiques mésologiques et fonctionnelles qui lui sont propres, qui peuvent l'amener à réagir différemment à une pollution ou à une modification morpho-dynamique.

L'idéal serait de fixer les limites du débit de pollution susceptibles d'être acceptées par la rivière compte tenu de son pouvoir auto-épurateur et du niveau de qualité recherché.

II.4.1.2.2. Au niveau des milieux lacustres

Au niveau de la pollution chronique, les effets les plus spectaculaires sont dus aux hydrocarbures.

Il faut aussi considérer que l'impact des hydrocarbures est extrêmement différent selon le milieu récepteur. Par exemple, une faible densité d'hydrocarbures crée un film superficiel isolant complètement l'eau stagnante de l'oxygène de l'air et du rayonnement solaire. De ce fait, ils peuvent entraîner la disparition de la faune et de la flore aquatique dès une concentration de 10 mg/l (G.E.A., 1983). Il est à noter que la biodégradation de ces composés entraîne une consommation accrue de l'oxygène du milieu (Pagotto C., 1999).

Pour la pollution saisonnière, Ralston (dans Boisson J.-C., 1998) estime que 20 à 40% des charges entrantes en chlorures dans le lac Ontario proviennent de l'épandage des sels en hiver.

Baekken (1994 dans Boisson J.-C., 1998) observe dans le lac Padderudvann (Norvège) un doublement de la valeur de la conductivité (300 μ S/cm) en 40 ans. Une autre observation a été faite par Judd (1970 dans Boisson J.-C., 1998), il constata que les eaux de fonte, de densité plus élevée, migrent vers le fond et ne permettent pas le brassage complet des eaux du lac First Sister (Michigan) durant 3 années consécutives.

Cette stratification eau-eau salée dans le fond d'un lac a également été observée par Cherkauer et Ostenso (1976) au niveau des lacs Northridge (Wisconsin). La stratification reste stable jusqu'au dégel de printemps (figure 8). Ensuite, les lacs continuent à servir de lieu de stockage pour les sels dissous. Leurs concentrations en chlorures restent bien au-dessus de celles trouvées dans des lacs naturels. En plus, les eaux sortantes présentent aussi des taux anormalement élevés en sels selon le moment de l'année.

La stratification va empêcher les échanges d'oxygène et de produits consommables indispensables à la survie des espèces aquatiques (turn-over de printemps et d'automne), ce qui peut provoquer une importante modification de l'équilibre des biocénoses. Aux Etats-Unis, la teneur en chlorure de certains lacs du Nord a été multipliée par 4 en 10 ans (G.E.A., 1983).

En dehors de la période hivernale, il peut y avoir remise en suspension des sédiments dans lesquels les chlorures sont stockés (Faessel et al., 1997 dans Boisson J.-C., 1998).

II.4.1.2.3. Au niveau de la nappe phréatique

La contamination des eaux souterraines par les eaux de ruissellement routières constitue quant à elle un risque latent, notamment lorsque ces eaux sont concentrées vers un exutoire unique. Il faudra surveiller les conditions d'alimentation, de protection naturelle et d'exploitation actuelle ou future de la nappe phréatique car sa contamination est souvent longue à détecter et beaucoup plus longue à éliminer, quand elle n'est pas irréversible (S.E.T.R.A., 1993).

L'infiltration d'eau dans le milieu poreux que peut constituer le sol est à l'origine du transfert des polluants dissous vers les nappes d'eau souterraine, lorsqu'il n'y a pas d'interaction entre le milieu poreux et les solutés (Pagotto C., 1999).

Les aquifères les plus vulnérables aux pollutions sont les aquifères proches de la surface (nappe phréatique) et les milieux fissurés, karstiques surtout, où le mode de circulation n'assure aucune filtration des eaux souterraines. Lorsque l'aquifère comporte une zone non saturée, le transit des polluants s'effectue verticalement depuis le sol jusqu'au niveau de la nappe. En zone saturée, le transit est surtout subhorizontal et suit la direction générale d'écoulement jusqu'aux exutoires naturels ou artificiels (S.E.T.R.A., 1993).

D'un point de vue hydrologique, pour les eaux souterraines, l'impact peut se manifester par des rabattements de nappes susceptibles de perturber l'écoulement des sources (zones de déblai) ou par des relèvements locaux de nappes dans les zones de remblais (Bordonado G., 1983).

Les éléments solides en suspension dans l'eau et sur lesquels est fixée la majeure partie des métaux lourds et des hydrocarbures ne posent, en principe, que très peu de problèmes vis-à-vis de la qualité des nappes car ces éléments sont facilement retenus dans les couches superficielles du sol (Dir. Routes et de la Circulation Routière, 1980).

Les huiles se répandent à la surface de l'eau ou s'infiltrent dans le sol où elles risquent de contaminer les nappes souterraines (S.E.T.R.A., 1987).

Au point de vue des sels de déneigement, la nature de l'aquifère, l'importance de l'écoulement, la situation géographique et la lithologie du terrain sont autant de paramètres qui influenceront le risque de pollution (G.I.R.E.A., 1985).

En hiver, et surtout lors de la fonte des neiges, les eaux de ruissellement, contenant de grandes quantités de sels, viennent gonfler le réseau hydrographique superficiel qui communique avec les nappes souterraines et participe donc à amener la pollution dans les eaux souterraines. Et bien entendu, en été, par suite de l'évaporation et des phénomènes d'alimentation des plans d'eau par les nappes phréatiques polluées par le salage, la qualité de l'eau peut être considérablement dégradée (Dir. Routes et de la Circulation Routière, 1980).

De façon générale, on observe dans les nappes à proximité des autoroutes une augmentation des teneurs en chlorures, celles-ci restant inférieures à 250 mg/l. Les risques de pollution sont en fait liés à la nature du sous-sol. Ils sont plus importants dans un sol calcaire que dans un sol sableux, tandis qu'il y a peu de risque en sous-sol argileux (G.E.A., 1983).

Le Na^+ , quant à lui, est peu mobile : il est retenu par les charges négatives du sol et rapidement fixé dans les horizons superficiels. On peut extrapoler, qu'au cours des années, les nouveaux apports de sels à la surface du sol imposeront un déplacement du Na^+ déjà fixé vers les horizons profonds moins saturés (G.I.R.E.A., 1984). Le Cl est beaucoup plus mobile que le Na^+ , il pourra être repris tout au long de l'année. Grâce à sa grande solubilité, il n'est pratiquement pas adsorbé par les matières en suspension. Cette différence de mobilité va se traduire dans la balance ionique des eaux par un déficit en ions Na^+ par rapport à l'ion Cl^- .

Etant donné que les chlorures ne subissent apparemment aucune adsorption par des particules sédimentables, il semble que la seule possibilité de diminuer ses effets est de diluer au maximum en augmentant autant que possible le volume des bassins d'orage (G.I.R.E.A., 1984).

II.4.1.3. Intérêts des bassins d'orage

La réduction des effets sur l'environnement implique la maîtrise de la quantité et de la qualité des eaux déversées dans le milieu récepteur (S.E.T.R.A., 1997).

La seule présence du bassin correctement dimensionné permet les abattements en pollution chronique de :

MES :	DBO :	DCO :	Matières volatiles :	Hydrocarbures :	Métaux :
50-90%	40-80%	40-80%	40%	25-80%	60-80%

(Ministère de l'Agriculture. Direction de l'Espace Rural et de la Forêt, 1988 ; S.E.T.R.A., 1997).

L'examen des valeurs du tableau précédent doit être fait en gardant à l'esprit :

- qu'il s'agit d'ordres de grandeur moyens. Pour une pluie donnée, on peut obtenir des valeurs très différentes, du fait du caractère très variable des événements pluvieux ;
- qu'on ne peut attendre de simples traitements les mêmes performances que celles de stations d'épuration urbaines ou industrielles traitant des effluents en continu et aux caractéristiques beaucoup moins variables.

Martre et Ruperd (1989), dans une étude de l'efficacité d'ouvrages de traitement des eaux de ruissellement sur trois autoroutes françaises, constatent que, pour de simples bassins, l'efficacité moyenne n'est pas négligeable, même avec une légère pollution organique à l'entrée (DCO faible) ; toutefois, des phénomènes de réentraînement des dépôts ont également été constatés lors de pluies importantes.

Au bassin d'orage de Cédrogne, le G.I.R.E.A. (1999) observe que les rejets du bassin en MES (toujours inférieurs à 5 mg/l) sont toujours compatibles avec la norme de référence de la Région wallonne pour les eaux aptes à la production alimentaire (25 mg/l). Le bassin remplit donc correctement son rôle de décantation en sachant que les mesures de MES à l'entrée varient de 148 à 19 mg/l. Cela correspond pour la période de campagne (+/-15 jours) à une entrée de 744 kg pour une sortie de 49 kg de matières en suspension, ce qui permet un abattement de 93%.

Devant l'impossibilité à piéger (précipitation, fixation biologique) les quantités de Cl^- au sein du B.O., la dilution du flux polluant se trouve être l'unique solution pour réduire l'impact sur le milieu.

Dans les différents sous-bassins (il y en a 3) de Cédrogne, Gouder (1996) et le G.I.R.E.A. (1999) constatent que les concentrations en chlorures semblent légèrement diminuer dans les sous-bassins 1 et 2. L'eau de sortie est presque 4 fois moins riche que l'eau du sous-bassin 1 (120.8 mg/l contre 410.8 mg/l). La moyenne générale du bassin d'orage est de 113 mg/l de chlorures, ce qui représente une concentration bien supérieure à celle du ruisseau récepteur (le Sommerain : 7.6 mg/l) et de l'étang témoin (8.5 mg/l) ; elle est cependant non critique et n'induit pas de modification en aval. Il est important de préciser que le sous-bassin 1 a une superficie plus petite que celle du sous-bassin 2, la dilution des chlorures dans le volume d'eau supérieure du second bassin suffit pour permettre un abattement d'au moins 50% de la pollution en sels (G.I.R.E.A., 1999).

Les différentes études physico-chimiques réalisées par le G.I.R.E.A. (1983, 1984, 1999) montrent que la pollution reste moyenne, la richesse ionique étant importante. Le problème le plus essentiel est lié aux apports de sels en période hivernale. Seule une dilution au sein d'un bassin peut limiter l'impact des teneurs élevées en Cl^- et Na^+ .

Elles nous montrent aussi l'intérêt du bassin en circuit par rapport au bassin hors circuit. Ainsi qu'une grande superficie favorisant un temps de séjour plus long, permet d'améliorer la qualité de l'eau surtout au niveau de la dilution des apports.

Dans les zones de captage d'eau, dans certaines zones écologiquement sensibles et dans les secteurs où l'infiltration est jugée trop importante, une étanchéisation des berges et du fond est indispensable. On choisira des membranes étanches, soudées, résistantes au poinçonnement, aux racines, aux rongeurs, aux micro-organismes et aux U.V. sur lesquelles une couche de terre (0,40 cm) sera déposée de façon à permettre la colonisation par la végétation.

II.4.2. Les sédiments

II.4.2.1. Substances polluantes et phénomène d'adsorption

L'adsorption est une accumulation de matière à l'interface d'une phase liquide et d'une phase solide, sans formation d'une structure tridimensionnelle (cas de la précipitation). On distingue les mécanismes suivant (Pagotto C., 1999) :

- l'adsorption physique est due à des phénomènes d'attraction électrostatique,
- l'adsorption chimique correspond à l'établissement d'une liaison entre les atomes donneurs d'électrons de la surface et des solutés accepteurs d'électrons,
- l'échange d'ions.

Les éléments adsorbants sont (Pagotto C., 1999) :

- les argiles : leur contribution à l'adsorption résulte de leur grande surface spécifique, de leur charge de surface négative (due à des substitutions de Al par Fe ou Mg) et de la présence à leur surface de groupes oxydes et hydroxydes ;
- la matière organique : elle peut adsorber des molécules tant organiques que minérales, cela est lié à la déprotonation des groupements fonctionnels carboxyliques et phénoliques des substances humiques et à l'effet hydrophobe.

Les propriétés du sol (endroit où se déposent les sédiments) qui favorisent l'accumulation des métaux lourds sont des valeurs élevées du pH, de la capacité d'échange cationique, du pourcentage de matière organique et de la présence d'oxydes de fer et d'aluminium (Sidle et al., 1977 dans Gouder, 1996).

Selon le G.I.R.E.A. (1984), la matière organique liée aux poussières argilo-limoneuses est un facteur prédominant pour l'adsorption des métaux lourds. Par ailleurs, toutes ces réactions d'ordre physico-chimiques devront obligatoirement avoir lieu dans des milieux alcalins à neutres pour qu'elles soient totalement efficaces, sinon des relargages de métaux dans la phase aqueuse sont possibles.

D'après une note d'information du S.E.T.R.A. (dans Ranchet, 1984), une étude granulométrique des poussières accumulées sur les chaussées et les bas-côtés a démontré que 80% des particules pouvaient être considérées comme facilement décantables (particules d'une taille $>100\mu$). Selon la même référence, 58% de la DBO₅, 32% de la DCO et 72% des métaux lourds seraient associés à ces particules. Ces pourcentages passeraient à environ 75% (DBO₅ et DCO) et près de 100% (métaux lourds) pour les particules supérieures à 50μ .

Ces matières en suspension adsorbent donc les substances polluantes en +/- grandes quantités. Une fois dans l'eau, ces particules mettront plus ou moins de temps à se déposer en fonction de leur taille.

Selon d'autres auteurs (Dir. Routes et de la Circulation Routière, 1980), 99% de la charge métallique éliminée est associée aux particules solides, le rapport étant de 90% en ce qui concerne les hydrocarbures.

Legret et al. (1997) observent que plus de 50% des métaux lourds et près de 40% des hydrocarbures sont dans des fractions ayant un diamètre inférieur à 250μ m, soit 18% des MES. Les métaux sont plus facilement fixés sur les particules fines ayant une surface spécifique plus importante et une teneur en matières organiques importante, susceptibles de les retenir par des phénomènes d'adsorption et de complexation. Ces substances sont susceptibles de décanter et de s'accumuler dans les sédiments.

Dans le sol, le plomb forme donc, en présence de matières organiques, des complexes stables. Cette complexation entraîne une faible solubilité dans la phase aqueuse des systèmes naturels qui est à l'origine de son accumulation dans les milieux, notamment où l'homme l'a introduit (Inter-Environnement, 1992). Mais, le plomb fixé sur les matières en suspension peut être aisément remis en solution en milieu acide ou par échange d'ions sodium en forte concentration lors du salage des routes (Limet A., 1982 ; G.E.A., 1983).

Le zinc se dépose sur les sédiments mais n'est pas fixé de manière irréversible. Le métal peut à long terme être repris par les plantes au fur et à mesure de sa resolubilisation dans l'eau interstitielle et de sa diffusion (G.I.R.E.A., 1984). Les teneurs en Zn dans les sédiments sont souvent 1000 à 100.000 fois supérieures aux teneurs observées dans l'eau (Kirassian B., 1984).

Le cadmium présente des affinités particulières avec les matières organiques et les sédiments grâce à la formation intense de complexes avec les matières chimiques. C'est en général le métal le mieux retenu (Gouder, 1996).

Sa mobilisation nécessite un pH très acide, il précipite à un pH supérieur à 6.7. En général, dans les milieux aquatiques, le cadmium est fixé sur le sédiment (Inter-Environnement, 1992).

Grâce à ces différents résultats, nous pouvons déterminer les rendements pour la pollution chronique via l'étude des seules matières en suspension. En effet, les autres contaminants caractéristiques dépendent directement des MES. Donc, il suffit d'appliquer un simple coefficient pondérateur (tableau XI) pour tenir compte de leur spécificité (S.E.T.R.A., 1997).

Tableau XI : pondération par rapport aux MES, en charge annuelle pour un même temps de séjour (S.E.T.R.A., 1997).

Paramètres de pollution :	MES	DCO	DBO	Hydrocarbures	Métaux	Chlorures
Coefficient de pondération :	1	0.85	0.85	0.75	1	0

II.4.2.1.1. Les teneurs en métaux lourds

Le G.I.R.E.A. (1984), sur le bassin d'orage de Landenne, a déterminé les teneurs en métaux lourds dans des carottes de sédiments et du sol sous-jacent par tranche de 10 cm. Il a pu, grâce à la cartographie de la hauteur de sédiment, réaliser une bonne approche des quantités totales de Pb (358 kg) et de Zn (827 kg) contenues dans ce bassin pour un poids total de sédiment de 795382 kg.

Par l'analyse de la figure 9, on constate aisément une diminution des concentrations de ces métaux en fonction de la profondeur de sédiment. Les concentrations dans les sols sous-jacents, démontrent que les infiltrations sont pratiquement nulles.

Lors d'une étude sur l'autoroute A11, Legret et al. (1997) constatent, en ce qui concerne les métaux lourds, que le plomb est majoritairement associé aux matières en suspension (95% de la charge totale analysée) ainsi que, dans une moindre mesure, le cuivre (55%) et le cadmium (61,5%), le zinc étant, à l'opposé, principalement présent à l'état soluble (62% de la charge totale analysée).

Lorsqu'on regarde la synthèse des analyses de sédiments (tableau XII), effectuées sur la fraction inférieure à 2 mm des échantillons afin d'obtenir des prises d'essai homogènes, on constate que :

- les concentrations en hydrocarbures sont assez élevées, 865 mg/kg en moyenne. Les concentrations mesurées dans les sédiments de rivière ou de sols agricoles sont généralement comprises entre 27 et 55 mg/kg. La contamination par les hydrocarbures est donc assez importante, comprise entre 254 et 1916 mg/kg suivant les échantillons ;
- la teneur moyenne en plomb est de 314 mg/kg. Toutes les valeurs sont supérieures à la limite admissible fixée pour des sols supports d'épandage, par la norme NF U 44-041 à 100 mg/kg (tableau XIII). Un pic de concentration apparaît lors de la période de chute de neige et de salage important ;
- la teneur moyenne en cadmium est peu élevée (0,50 mg/kg) et aucune valeur ne dépasse 2 mg/kg, valeur seuil pour les sols supports d'épandage. Un pic important de concentration apparaît lors d'un événement qui suit une opération de salage ;
- les concentrations en zinc sont assez élevées, 465 mg/kg en moyenne, et 65% des cas dépassent le seuil fixé par la norme NF U 44-041 de 300 mg/kg pour les sols supports d'épandage. Un pic de concentration est concomitant avec celui noté pour le cadmium et les valeurs de concentrations s'élèvent jusqu'à 3510 mg/kg, la valeur médiane étant de 339 mg/kg.

Il apparaît donc que les sédiments sont assez fortement pollués par les hydrocarbures, le plomb et le zinc.

II.4.2.1.2. Conditions de relargage des métaux

L'écotoxicité et la mobilité des métaux lourds dans l'environnement dépendent fortement de leur forme chimique et de leur mode de fixation plutôt que de leur teneur totale. Dans le sédiment, d'après une étude sur l'extraction de différents métaux, la mobilité du plomb sera surtout influencée par la variation du potentiel d'oxydoréduction du milieu, tandis que la mobilité du zinc et du cadmium sera augmentée lors d'une baisse de pH (Legret et al., 1995).

Les métaux lourds ont tendance à devenir solubles aux pH extrêmes, la plupart aux pH fortement acides, mais d'autres aux pH alcalins. D'autres facteurs tels que la température, l'humidité du sol ou la richesse en humus et en carbonates peuvent aussi influencer la mobilité de ces éléments (Pantigny L., 1995).

Donc les conditions où il y a relargage de métaux dans le milieu sont :

- les conditions oxydantes qui ont pour effet une diminution de la rétention des métaux lourds par les sédiments. Lorsque les teneurs en matières organiques et en argiles diminuent, le pouvoir adsorbant des sédiments chute également (Kirassian B., 1984) ;
- une élévation du pH du sol par chaulage qui a également un effet de réduction de l'accumulation des métaux lourds. L'addition de sels de calcium a le même effet.

Par contre, une augmentation de phosphates dans le sol pourrait accroître l'accumulation des métaux lourds. Le phosphore ajouté au sol avec de l'eau usée diminue la toxicité des métaux lourds par la formation de précipités phosphatés avec les différents cations métalliques (Sidle et al., 1977 dans Gouder, 1996)

II.4.2.2. Caractérisation des sédiments

II.4.2.2.1. Nature physico-chimique des matériaux

Il est important de connaître les teneurs en certains éléments polluants, métaux lourds (Cd, Pb, Zn, etc.) et hydrocarbures, ainsi que les teneurs en phosphore total et azote Kjeldhal en vue d'une possible utilisation agricole.

Les tableaux XIV et XV nous montrent que les valeurs obtenues pour le Cd et le Zn ne paraissent pas problématiques. Dans le cas du Zn, il faut mentionner la sensibilité de ce paramètre à l'influence des glissements de sécurité, comme le montre le tableau XVI.

Les chiffres obtenus pour le Pb montrent que l'échantillon étudié, s'il ne révèle pas de situation critique, interdit d'assimiler les produits résultant de l'entretien du bassin à un sol banal. L'absence de référence pour les hydrocarbures ne permet pas de comparaison (S.E.T.R.A., 1997).

Dans un travail bibliographique, Marchandise (1981) compare des compositions de poussière en bordure d'autoroutes et issues de stations d'épuration avec les normes AFNOR des boues susceptibles d'être répandues sur terres agricoles. Cette comparaison se trouve dans le tableau XVII.

Il semble que les quantités de métaux lourds apportées par le trafic routier ne soient pas sensiblement plus importantes (sauf pour le plomb) que celles qui sont tolérées pour les épandages de boues de station d'épuration sur les terres agricoles.

Dans une étude menée par l'Université de Savoie (1980), les $\frac{3}{4}$ de la pollution étaient retenus dans les 15 premiers centimètres des sédiments. Il apparaissait que leur structure granulométrique ainsi que leur teneur en matière organique sont les facteurs les plus importants de cette capacité épuratoire : un équilibre doit être obtenu d'une part entre une forte granulométrie favorisant l'absorption par les racines des macrophytes et d'autre part, un pourcentage suffisant d'argile et de particules fines permettant l'adsorption des métaux.

II.4.2.2.2. Apports et abattements

Les composés solides, majoritairement des matières en suspension, vont se déposer sur la surface drainante (routes et canalisations). D'après le G.I.R.E.A. (1983), leur dépôt atteint un maximum après 4 jours de temps sec. Une pluie de 10 mm suffira pratiquement à éliminer ce dépôt, ce qui est particulièrement dangereux en été, en période d'étiage, pour le milieu récepteur.

Dans le cadre d'une étude concernant le transfert des micro-polluants métalliques dans le milieu naturel, Robbe et Marchandise (1981) ont déterminé les apports en matières sédimentables dans l'étang de Baslin près de l'autoroute A6. Ils ont mesuré l'épaisseur moyenne du dépôt (de 15 à 20 cm) ramené à la surface totale de l'étang, pour en déduire un apport de l'ordre de 3000 à 4000 m³ de vase. Celle-ci contenant en moyenne 63% d'eau, le dépôt correspondrait donc à un apport de l'ordre de 1100 à 1500 tonnes de vases sèches, soit +/- 18 à 250 tonnes/an. Ces calculs sont basés sur un bassin versant de 272.7 hectares (dont 10 ha de surfaces imperméabilisées) et tiennent compte de la dernière période de curage datant de 1971.

Cette même étude a permis de déterminer les apports en métaux dans l'étang provenant de l'érosion du bassin versant et ceux provenant de l'activité humaine (autoroute A6) :

- apports provenant de l'érosion du bassin versant (tableau XVIII) calculés à partir des teneurs naturelles en métaux des vases de l'étang ;
- apports provenant de l'activité humaine (tableau XIX) estimés par la différence entre les teneurs observées dans les vases et les teneurs naturelles de ces vases.

D'après ces teneurs, ils ont pu calculer les apports annuels de métaux dans l'étang, naturels et dus à l'activité humaine (tableau XX).

Garnier (1979 dans Robbe et Marchandise, 1981) a observé, dans les vases d'un bassin recevant presque exclusivement les ruissellements autoroutiers, des teneurs de l'ordre de 500 mg/kg de plomb et d'environ 300 mg/kg de zinc. Nous pouvons comparer ces valeurs avec celles obtenues à l'étang Baslin, de l'ordre de 75 mg/kg de plomb et 130 mg/kg de zinc, en ne perdant pas de vue que les apports d'eau de ruissellement arrivant par le chenal d'amenée ne proviennent pas exclusivement de la chaussée mais pour une grande part du bassin versant. Donc ces apports subissent une dilution qui en diminue leur concentration en substances polluantes.

Lorsque l'on regarde la figure 9, on peut, en se basant sur le fait que les couches de sédiment de surface sont les dernières déposées et donc les plus jeunes, entrevoir une évolution au cours du temps des concentrations en métaux. On note très nettement un accroissement des teneurs en Pb, Cu et Zn depuis les couches profondes vers la surface. Toutefois, excepté en ce qui concerne le Pb pour les couches supérieures de la carotte C, les teneurs observées ne sont pas alarmantes et restent proches des teneurs naturelles (Robbe et Marchandise, 1981).

Lors d'une étude réalisée au niveau du réservoir de Derwent (Angleterre), Harding et Whitton (1978) ont mesuré les niveaux moyens dans la colonne d'eau entrant dans le réservoir : Zn : 0.216 mg/l ; Cd : 0.003 mg/l ; Pb : 0.065 mg/l. Les niveaux après le passage tombent à : Zn : 70.3% ; Cd : 98.3% ; Pb : 83.2%. La plupart de ces métaux sont déposés dans les sédiments, dans lesquels leurs valeurs principales sont : Zn : 1035 mg/kg ; Cd : 13 mg/kg ; Pb : 827 mg/kg.

Dans un bassin de décantation des eaux de ruissellement autoroutière, Legret et al. (1995) ont dosé les métaux lourds sur la fraction inférieure à 2 mm des sédiments. Les concentrations varient entre 292 et 819 mg/kg Pb, 1,17 et 3,73 mg/kg Cd et 683 et 1980 mg/kg Zn. Les sédiments sont très pollués par Pb, Cd et Zn avec des teneurs plus de 30 fois supérieures à celles du sol-témoin. Pour la couche supérieure du sol (0-1 cm), les teneurs en Pb, Cd et Zn sont entre 2 et 6 fois plus élevées que dans le sol-témoin. Une migration des polluants est constatée jusqu'à la couche 5-10 cm voire jusqu'à 20 cm.

Au niveau du bassin d'orage de Cédrogne, les matières en suspension diminuent significativement du sous-bassin 1 à la sortie vers le ruisseau du Sommerain grâce à l'action mécanique des végétaux et de leur système racinaire et à la rétention physique des eaux permettant la décantation. Les teneurs moyennes chutent ainsi de 25.9 à 4.4 mg/l (Gouder, 1996).

II.4.2.2.3. Devenir des sédiments de curage

Que faire de ces quantités de sédiments lorsqu'on doit curer les bassins pour améliorer leur fonctionnement ? La réponse est d'autant plus difficile à apporter lorsque les sédiments se sont chargés en contaminants, et que leur élimination requiert davantage de précautions (Roméro S., 1999).

Selon l'Arrêté du Gouvernement wallon relatif à la gestion des matières enlevées du lit et des berges des cours et plans d'eau du fait de travaux de dragage ou de curage du 10 juin 1999, les matières, qui satisfont les critères fixés par les tableaux XXI et XXII (teneurs maximales admissibles), sont soit orientées vers une installation de regroupement, en vue de leur utilisation, valorisation ou élimination ultérieure, soit éliminées en centre d'enfouissement technique. Les matières dont au moins un des éléments dépasse la teneur fixée aux tableaux XXIII et XXIV (teneurs de sécurité) sont soit orientées vers une installation de prétraitement afin d'y être traitées en vue de répondre aux critères correspondant aux teneurs maximales admissibles, soit orientées vers une installation de regroupement, en vue de leur valorisation ou élimination ultérieure, soit éliminées en centre d'enfouissement technique.

Le choix de l'une ou l'autre filière peut être fait en fonction des résultats d'analyses physico-chimiques par comparaison avec des normes fixant des teneurs maximales en polluants. Le cheminement idéal serait, premièrement, une étude approfondie concernant les caractéristiques des sédiments ainsi que de la filière la plus adaptée. Deuxièmement, s'il en ressort la possibilité d'un dépôt en milieu naturel, une étude de l'exutoire est intéressante car celui-ci possède des caractéristiques propres surtout au niveau des seuils d'acceptation de polluants. Ceci découle tout simplement du principe qu'une pollution n'entraîne pas le même risque suivant le milieu dans lequel elle se propage, et suivant les cibles qu'elle peut atteindre.

Perrin et Zimmer (1995), dans une recherche bibliographique sur la valorisation des produits de dragage, ont inventorié quelques opérations de valorisation :

- création de nouveaux espaces (polders asséchés par l'apport de sédiment),
- réhabilitation de sols marginaux (apport de substances nutritives par un sédiment peu contaminé),
- couches de recouvrement et de remblai (isolation de décharge),
- établissement ou maintien de zones de haut intérêt écologique (refuge pour oiseaux, zone de transit pour espèces migratrices),
- sols de culture (fertilisation de sols),
- aquacultures (digue et substrat d'étang),
- matériau de construction (agrégat de type céramique),
- production de biogaz (par la fermentation en anaérobiose),
- compostage.

Dans le cas du bassin de Cédrogne (G.I.R.E.A., 1999), il est inutile de déposer les sédiments en décharge de classe 2. Ceux-ci pourraient être valorisés de différentes manières. Les teneurs en métaux lourds sont, par exemple, inférieures aux valeurs guides des normes de valorisation des boues en agriculture : 20 mg/kg MS de Cd, 750 mg/kg MS de Pb, 2500 mg/kg MS de Zn (directive CEE 12/06/86).

II.4.2.3. Impacts des polluants sur les milieux aquatiques

Leurs impacts sont surtout liés (Field, 1981 dans Carleton M., 1985) :

- au pourcentage élevé de métaux lourds et de particules toxiques
- au fait que les sédiments reviennent en suspension après leurs dépôts.

II.4.2.3.1. Au niveau des cours d'eau et des milieux lacustres

Si on se réfère aux concentrations de matières en suspension qui peuvent être apportées par les eaux de ruissellement, on voit que la concentration dans le milieu récepteur risque d'être élevée, si la capacité de dilution de ce dernier est insuffisante (ruisseaux et étangs).

Les matières en suspension contribuent au colmatage des fonds et des berges, à la baisse de l'activité photosynthétique et servent de support à un grand nombre de polluants toxiques (métaux lourds, engrais, azote, etc.) (Brunner, 1977 ; Pope et al., 1978 dans Carleton M., 1985)

L'absence de substances polluantes rémanentes dans la colonne d'eau laisse supposer qu'elles s'accumulent dans les compartiments sédimentaires et biocénétiques. Au niveau du lac Padderudvann, la majorité des métaux lourds est concentrée dans les 2 premiers centimètres des sédiments avec des teneurs 2 à 4 fois plus importantes que celles observées dans les milieux de référence (Gjessing et al., 1984).

Au niveau de plans d'eau de petite taille et peu profonds (lagune, zones humides), les teneurs en métaux dans les sédiments sont relativement identiques en tout point du plan d'eau, mais elles subissent des variations saisonnières. Ces variations résultent de 2 phénomènes principaux :

- la variation annuelle des précipitations et des apports polluants qu'elles génèrent
- la présence de végétaux aquatiques (Mungur et al., 1995). Ces derniers peuvent accumuler et métaboliser les métaux à des degrés divers en fonction des espèces, de leur stade de développement et des tissus considérés (Ellis et al., 1994 dans Boisson J.-C., 1998).

Dans les eaux peu profondes, un afflux d'hydrocarbures peut contaminer la couche de vase du fond. A ce niveau, la dégradation des hydrocarbures prend beaucoup de temps vu l'accès difficile de l'oxygène et il peut dès lors être préférable d'enlever par dragage la couche superficielle de vase et de débris (Concawe, 1975 dans G.I.R.E.A., 1984).

II.4.2.3.2. Au niveau de la nappe phréatique

D'après les observations faites par le G.E.A., en 1981, lors d'un recensement de la totalité des bassins d'orage existant en Belgique. La concentration de certaines substances toxiques, au niveau du sous-sol, suite à leur infiltration progressive, peut engendrer des problèmes de contamination de la nappe phréatique. C'est pourquoi, selon la nature du sol, le type de bassin construit varie :

- sur sols limono-craeux, à infiltration importante : les bassins sont entièrement bétonnés avec un exutoire ;
- sur sols sablo-limoneux, à infiltration plus lente : les bassins sont entièrement naturels avec ou sans exutoire ;
- sur sols limoneux, à infiltration très faible : les bassins sont pour la plupart fermés, entièrement naturels ;
- sur sols limono-caillouteux, à infiltration faible : les bassins sont ouverts, entièrement artificiels ou sont ouverts à berges bétonnées et fond naturel.

L'impact des polluants au niveau des nappes sera dépendant des caractéristiques de l'infiltration dans les différents sols et les roches sous-jacents. L'infiltration peut être synthétisée par les valeurs du coefficient de perméabilité des formations (des graviers grossiers aux argiles), fonction entre autre de la granulométrie (S.E.T.R.A., 1993).

L'accumulation des métaux lourds (Pb, Zn) dans les sols se fait principalement en surface. Les mouvements vers le bas sont généralement peu importants, la fraction qui s'infiltre étant inférieure à 2% du total (G.I.R.E.A., 1984).

Il ne faut pas négliger le substrat géologique dans lequel le bassin d'orage est creusé. Une étude, réalisée par le S.E.T.R.A.-C.E.T.E. (1982 dans G.I.R.E.A., 1984), indique qu'à partir de pH 5 se manifeste la désorption du Zn ; c'est-à-dire qu'il y a relargage de ce métal dans la phase aqueuse. En ce qui concerne le Pb, celle-ci débute à pH 3. Les sédiments accumulés réagiront différemment sur un sol ou un sous-sol d'une région acide ou basique.

Legret et al (1995), lors d'une étude sur la pollution par les métaux lourds dans un bassin de décantation d'eaux d'origine routière, ont constaté, après analyse des différentes couches de 3 carottes, que ces couches sont assez homogènes ; hormis la couche 0-1 cm (sédiments), plus de 90% des particules sont de tailles comprises entre 0,2 et 2 mm et la phase argileuse est peu représentée (0,3%). Au-delà de 1 cm de profondeur, les teneurs en matières organiques sont faibles. Compte tenu de la forte affinité des métaux lourds vis-à-vis des argiles et des matières organiques, les métaux seront donc peu retenus dans ce type de sol., ce qui représente un certain risque pour la nappe phréatique sous-jacente présente lors des échantillonnages à 50 cm de profondeur (limite des échantillons).

La pénétration verticale des hydrocarbures sous l'effet de la pesanteur est un phénomène relativement rapide dans les terrains perméables et des niveaux argileux ne constituent pas une barrière infranchissable.

II.4.2.4. Intérêts des bassins d'orage

La majeure partie des polluants provenant de la circulation automobile (métaux lourds, hydrocarbures, etc.) est fixée sur les particules solides et peut donc être éliminée efficacement par décantation, sous réserve de prendre une vitesse ascensionnelle de référence suffisamment faible afin d'éliminer les particules fines qui constituent une fraction notable de la charge solide (Dir. Routes et de la Circulation Routière, 1980).

De par leur conformation, leur calibrage, ils constituent un milieu dans lequel l'eau stagne et donc par simple processus physique les matières en suspension ont la possibilité de décanter suivant leurs tailles et densités.

Gouder (1996) et le G.I.R.E.A. (1999) ont constaté que des quantités de sédiments importantes sont stockées à partir des sous-bassins d'amortissement (de 64,08 m³ pour une superficie de 239 m²) jusqu'au bassin de lagunage (873.9 m³ pour 5400 m²), le bassin d'orage, dans son ensemble, joue donc son rôle d'épuration. Notons que les sous-bassins d'amortissement ont été curés en 1993.

De plus, les couches de sédiments retenues dans les bassins et les sols naturels sous les masses d'eau peuvent servir de filtre : cette filtration comprend, premièrement, une filtration mécanique par tamisage, c'est-à-dire la rétention en surface du sol des particules de diamètre supérieur au diamètre des pores et, pour les particules plus petites, des phénomènes de blocage mécanique dans les pores, de sédimentation et d'interception. Deuxièmement, pour les particules de diamètre inférieur à 1 µm, les effets de surface et de charges électriques deviennent prépondérants devant les effets de masse et de volume. On parle donc de filtration physico-chimique.

II.5. Biodiversité

Les bassins d'orage possèdent une faune et une flore plus ou moins diversifiées selon l'aspect naturel qu'ils offrent. Le G.E.A. (1983) avait réalisé une étude sur 6 bassins et avait établi leur richesse écologique. L'étude montre un gradient de biodiversité croissant du bassin le plus artificiel (7 taxons) vers le plus naturel (30 taxons).

Les bassins d'orage peuvent fournir des intérêts potentiels au niveau de la conservation de la nature car ils sont colonisés par une flore et une faune particulière, ce sont donc des milieux qui procurent une petite compensation au vu des pertes causées par la construction des autoroutes mais aussi en tant que zones refuges pour les espèces familières des zones humides, qui dans nos régions sont souvent en diminution (Athanas C., 1987).

Une étude détaillée de la biodiversité de 7 sites (entre l'échangeur d'Orléans-la-Source et Vierzon, France), sélectionnés en fonction de leurs critères biologiques et techniques, démontre que (Mortgat B., 1999) :

- la biodiversité floristique des bassins de décantation et de filtration apparaît non négligeable voire supérieure à celle des mares de milieux agricoles proches ;
- les observations faunistiques confirment que ces bassins ont une fonction d'espace refuge au niveau des amphibiens et des oiseaux, mais encore pour les mammifères et les odonates ;
- de plus, l'individualité des bassins et la variabilité de leurs eaux semblent être des facteurs favorables au développement d'espèces variées.

Les végétaux supérieurs, par leur nutrition, concentrent une partie des éléments (azote-phosphore-métaux lourds-etc.) dans la composante aérienne des plantes qui peut être exportée lors du faucardage par exemple.

La faune présente un intérêt réel, bien que souvent sous-estimé de par ses fonctions de filtration, d'ingestion et de prédation. Le zooplancton, par exemple, contribue à l'abaissement du taux des matières en suspension par sa capacité de filtration très élevée favorisant un éclaircissement du milieu, et la pénétration de la lumière.

Les macroinvertébrés jouent également un rôle non négligeable par l'absorption de certaines substances polluantes.

II.5.1. Végétation

Le rôle des végétaux est essentiel : ce sont les producteurs primaires capables d'utiliser les matières minérales dissoutes dans l'eau (G.I.R.E.A., 1984)

Il est connu que certains végétaux interviennent dans les phénomènes d'épuration notamment la fixation de substances toxiques au niveau d'espèces semi-aquatiques, comme les roseaux, par exemple. Leur intervention se fait au niveau du fonctionnement du bassin (G.E.A., 1981).

II.5.1.1. Caractérisation des végétaux

Nous retrouvons différentes espèces dans les bassins d'orage que nous pouvons classer comme suit : (Lambinon et al., 1992 ; S.E.T.R.A. 1997)

- les végétaux aquatiques ou hydrophytes : forme biologique des plantes aquatiques dont les organes assurant la pérennité de l'espèce passent la saison défavorable sous le plan d'eau, il s'agit donc de végétaux qui développent la totalité de leur appareil végétatif sous l'eau (Elodée, Potamot, etc.) ou en partie à la surface de l'eau (Nénuphars, etc.). La morphologie, l'anatomie et la physiologie de ces végétaux sont parfaitement adaptées à la vie dans l'eau ;
- les végétaux semi-aquatiques ou héliophytes : forme biologique des plantes croissant enracinées dans la vase, à partie inférieure, avec les bourgeons d'hiver, submergées et à partie supérieure aérienne. Il s'agit donc de végétaux qui développent leur appareil végétatif hors de l'eau.

Ces deux types de végétaux ont leur distribution liée à la profondeur de l'eau selon leurs exigences vis-à-vis du milieu.

Le niveau de l'eau est le facteur physique principal affectant les plantations, le second est le type de substrat. Dans certaines situations, les paramètres de qualité de l'eau affectent la sélection des plantes en présence. Les principaux paramètres sont le pH, la clarté de l'eau, la concentration en sels (chlorures) et l'oxygène dissous. D'autres paramètres comme la température, la conductivité, le contenu en matière organique et la concentration en nutriments jouent également un rôle important (McMullen J., 1987).

L'installation de ces plantes dépend de la nature du fond ainsi que des propriétés du milieu aquatique (courant, amplitude des crues, qualité chimique de l'eau, etc.)

Il existe des différences dans l'absorption des végétaux. Van der Werff et Pruyt (1982), lors d'une étude sur les effets à long terme des métaux lourds sur les plantes aquatiques, ont constaté qu'il y avait une plus grande concentration de métaux chez les espèces submergées que chez les espèces flottantes, due au ratio surface/biomasse, sans oublier le facteur de translocation des racines aux parties supérieures.

La composition chimique en métaux lourds de différentes plantes aquatiques dépend de l'espèce végétale ainsi que de l'élément chimique (G.I.R.E.A., 1984).

a) *Sites d'absorption*

Les concentrations les plus élevées en polluants sont observées au niveau des racines. Celles-ci puisent les éléments à partir des sédiments et des vases extrêmement riches en substances toxiques. La fixation des métaux dans les racines est induite par la formation de complexes stables avec des composés insolubles de poids moléculaire élevé (ex : protéines).

Les sites d'absorption et d'accumulation sont différents selon le type de plante et la nature des nutriments (tableau XXV).

L'accumulation des éléments dépend des caractéristiques du milieu dans lequel les plantes se trouvent et de la spéciation des éléments présents dans ce milieu. Selon Kirassian (1984), différentes études ont montré que les végétaux immergés contenaient des teneurs en métaux supérieures à celles des macrophytes émergés.

b) *Taux d'absorption*

Le taux d'absorption pourrait être lié au taux de croissance des plantes. Une corrélation a pu être établie entre l'absorption des métaux lourds et la croissance de certaines plantes aquatiques. N'oublions pas que les certains métaux lourds jouent un rôle important dans la croissance des végétaux : ils sont nécessaires en tant qu'oligo-éléments. Ainsi le zinc est combiné à certaines enzymes dans le métabolisme des hormones de croissance.

c) *Répartition*

On constate que la formation des roselières se fait au départ de la zone littorale et est limitée à la fois par la profondeur d'eau, par la force du courant et par le manque d'humidité (Dethioux, 1980 dans G.I.R.E.A., 1984). Les groupements sont concentriques dans une pièce d'eau mésotrophe depuis le centre jusqu'à la rive, avec une quadruple zonation : scirpaie au centre qui favorise l'alluvionnement et crée donc les conditions favorables pour la phragmitaie qui s'installe quand les profondeurs sont inférieures à 50 cm, ensuite viennent les massettes et les prèles (G.I.R.E.A., 1984).

II.5.1.2. Rôles des végétaux

II.5.1.2.1. Lutte contre la pollution

Les macrophytes possèdent une fonction naturelle d'épuration. Ils consomment les sels minéraux en excès dans l'eau et certains d'entre eux (iris, jonc, etc.) participent au piégeage de substances toxiques (métaux lourds, composés phénoliques, etc.) qui pourront être exportés lors du faucardage (S.E.T.R.A., 1997).

Les macrophytes fixent des oligo-éléments (dont les métaux lourds), enrichissent le substrat et l'eau en oxygène, accélèrent la sédimentation des éléments, abritent de nombreux micro-organismes, avec lesquels, ils assurent la décomposition de composés organiques (cyanure, phénols, etc.) et l'élimination de certains germes pathogènes (Blake et Dubois, 1982).

a) *Au niveau des MES*

Le rôle des roselières est très important dans la rétention des MES. La fixation des sédiments a lieu surtout en été, une fraction variable étant remise en suspension pendant l'hiver. On estime le bilan sédimentaire à une rétention de 25 à 30 cm/an (Boutelier, 1979 dans G.I.R.E.A., 1984). Les macrophytes constituent donc des pièges à sédiments qui retiennent les matériaux fins en période calme (été), les matériaux grossiers lors de turbulences (orage) mais dans le cadre de bassins de décantation, ces apports brutaux d'eau peuvent réduire leur capacité de rétention (Université de Savoie, 1980). Une preuve du rôle essentiel des plantes au niveau des MES est que le bassin de lagunage de Cédrogne, presque entièrement colonisé par des macrophytes, concentre les plus grandes quantités de sédiments (879 m^3) par rapport au premier et troisième sous-bassin ayant respectivement des quantités de 456 et 479 m^3 (G.I.R.E.A., 1999).

b) Au niveau des métaux lourds

Les teneurs en métaux lourds (Cd, Pb et Zn) au sein d'une plante varient (Gouder, 1996) :

- au cours du temps : en général, on observe une augmentation des teneurs dès le mois de mars, puis une diminution de mai à juillet. Cela est à mettre en relation avec le taux de croissance de la plante : l'absorption est maximale en phase juvénile. Arrivée à maturité, les métaux lourds pénétreront moins facilement en raison de mécanismes développés par la plante adulte. Un effet de dilution apparaît également dans les différents organes aériens, submergés et enfouis.
- selon l'écoulement des eaux : les teneurs diminuent de l'amont vers l'aval du ou des bassin(s) pour certaines espèces (*Elodea canadensis* et *Typha latifolia*) qui accumulent bien les métaux lourds.

- Plomb :

Mayer (1975 dans Blake et Dubois, 1982) a également démontré les capacités accumulatrices de Pb de *Ceratophyllum demersum* (figure 10), la valeur du facteur de concentration varie entre 10^4 et 10^5 suivant les stations. Une évolution dans le temps similaire à celle-ci est constatée pour le cadmium.

- Zinc :

Différentes valeurs d'accumulation de Zn ont été mesurées par différents auteurs (dans Blake et Dubois, 1982), pour différentes espèces de végétaux :

- *Cabomba carolinaria* : 750 à 1000 ppm;
- *Lemna minor* : 370 à 750 ppm ;
- *Typha angustifolia* : 22 à 45 ppm ;
- *Phragmites australis* : 15.5 à 65 ppm.

En fait, la valeur de 500 ppm correspond à un seuil de toxicité pour la plupart des espèces.

Il est important de noter que le rapport Cd/Zn joue un rôle important dans l'équilibre de l'assimilation de plusieurs oligo-éléments et les fortes concentrations de Zn ont pour effet d'inhiber les entrées de Cd dans la plante (Lagerwerff et Biersdorf, 1972 dans Blake et Dubois, 1982).

- Cadmium :

Mayer (1975 dans Blake et Dubois, 1982) montre l'utilité des macrophytes dans la détection des pollutions par éléments métalliques ; des pieds de *Ceratophyllum demersum* ont été transplantés et cultivés dans une eau enrichie en Cd et Pb pendant 12 semaines. Les teneurs dans les tissus végétaux ont augmenté jusqu'à la 6^{ème} semaine ou la 9^{ème} semaine puis ont diminué jusqu'à la 12^{ème}. Les facteurs de concentration mesurés étaient compris entre 10^3 et 10^5 et les teneurs maximales de cadmium relevées avoisinaient les 20 ppm. Une évolution dans le temps similaire à celle du plomb est constatée pour le cadmium (figure 10).

Selon Harding et Whitton (1978), les plantes présentes dans leur milieu d'étude accumulent le cadmium, soit préférentiellement à partir de l'eau (*Nitella flexilis*), soit à partir des sédiments (*Glyceria fluitans*). Il est à noter que ces 2 espèces semblent résister à la toxicité des eaux très chargées en métaux (0.216 mg/l Zn ; 0.003 mg/l Cd et 0.065 mg/l Pb).

L'âge de la population est un élément important car, au cours du cycle végétatif, la plante absorbe les éléments chimiques en quantités différentes selon les périodes considérées (Blake et Dubois, 1982).

L'épuration par les plantes est limitée à la période de croissance des macrophytes, c'est-à-dire de mai à octobre.

Les quantités accumulées par les plantes sont sans commune mesure avec les quantités fixées par les sols qui semblent beaucoup plus efficaces (De Jong et al., 1977 dans Blake et Dubois, 1982).

Les organes souterrains en contact avec les sédiments renferment généralement plus de métaux que les parties supérieures (tiges, feuilles). Mungur et al. (1995) ont observé que les racines et rhizomes de 3 macrophytes (*Phragmites*, *Iris* et *Typha*) pouvaient accumuler 57 à 100% des métaux durant la période végétative estivale. En revanche, après la défoliation automnale, ces éléments sont susceptibles d'être relargués dans le milieu au cours de leur décomposition (Ellis et al., 1994 dans Boisson J.-C., 1998).

Il ressort de la synthèse de Blake et Dubois (1982) que le genre *Lemna* (*minor* ou *trisulca*) est certainement celui qui offre le plus de possibilité dans le domaine de l'épuration des eaux riches en métaux : 1 kg de lentilles d'eau contient autant d'aluminium que 660000 litres d'eau dans laquelle elles se sont développées, elles concentrent également 461000 fois le Mn, 307000 fois le Fe, 102000 fois le titane, 79000 fois le Cu, 26000 fois le Co, etc. Cette plante possède d'autre part une productivité très élevée puisque le temps de doublement varie de 15 à 3 jours dans des conditions très favorables, ce qui représente également un de ses inconvénients car il faudrait alors exporter la biomasse produite de manière régulière (de façon hebdomadaire), elles ont également besoin de faibles nappes d'eau (+/- 10 cm) pour se développer (G.I.R.E.A., 1984).

Ces différents résultats bien qu'hétérogènes suggèrent que les macrophytes possèdent des capacités d'épuration. Les teneurs accumulées sont très variables suivant l'espèce, la partie de la plante dosée, le milieu dans lequel la plante a poussé, la période de récolte, etc.

Le G.E.A. (1983) constate, pour les six bassins compris dans son étude, que l'activité photosynthétique y est forte, ce qui indique une importante incorporation d'éléments minéraux nutritifs dans la matière vivante. Les quelques mesures de chlorophylle *a* de 36 à 403 mg/m³ permettant d'observer que les bassins d'orage sont des pièces d'eau eutrophisées.

Il est donc intéressant de coupler la fonction de décantation des bassins d'orage avec un traitement par macrophytes, en utilisant la capacité des végétaux à minéraliser les sédiments et à fixer les métaux (Dir. Routes et de la Circulation Routière, 1980).

II.5.1.2.2. Intégration paysagère

Dans la recherche d'une intégration des éléments artificiels, différentes attitudes peuvent être adoptées, soit fondre l'objet dans le cadre, soit l'opposer, c'est-à-dire maintenir à l'ouvrage une identité spécifique en harmonie avec le site originel. L'introduction d'une végétation indigène, disposée en masse ou isolée, permet cette intégration (G.E.A., 1983).

L'aménagement de la partie supérieure de la berge (au-dessus du niveau des hautes eaux) vise à intégrer le bassin au contexte environnant. Les principes sont diversité et conformité écologique. Diversité dans les hauteurs des différentes espèces, port, couleur, forme du feuillage, floraisons, etc. Pour l'intégration harmonieuse à l'environnement écologique du lieu (climat, sol) les espèces sont choisies en fonctions de leur abondance et de leur localisation naturelle à proximité du site.

On constate que plus le bassin contient d'éléments construits, plus la végétation y fait défaut : les bassins bétonnés, entièrement ou non, sont très apparents car ils tranchent dans un environnement souvent rural. Les bassins à fond naturel sont plus camouflés en période de végétation pour autant que le niveau d'eau soit suffisant et que les berges bétonnées ne soient pas trop hautes (G.E.A., 1983).

II.5.1.2.3. Fixation des berges

Les végétaux ligneux tolérant un milieu humide à très humide ou l'immersion temporaire concourent à la stabilisation des berges (et à leur protection contre le batillage) (S.E.T.R.A., 1997).

Pour lutter contre l'érosion de la base des berges, les éboulements, les glissements de terre, on utilise des végétaux ligneux à reprise rapide dont les racines constituent un réseau suffisamment dense pour maintenir les matériaux meubles. Les espèces plantées dans ce but doivent pouvoir supporter une certaine immersion lors des crues. Les espèces les plus couramment utilisées pour planter la zone située du bas de la berge jusqu'au niveau des plus hautes eaux, également la zone la plus sensible, sont l'aulne et plusieurs espèces de saules choisis en fonction des conditions écologiques du lieu ; bien souvent, une prospection à proximité permet de déterminer les espèces à utiliser (Verniers et al., 1988).

II.5.1.3. Impacts des polluants sur les végétaux

Les tissus des plantes aquatiques sont complètement exposés aux pollutions et réagissent beaucoup plus rapidement à des substances nocives dans l'eau que les plantes terrestres à des polluants atmosphériques. Ainsi, les métaux lourds provoquent des lésions et des symptômes typiques. Ils agissent en tant qu'inhibiteurs d'enzymes, perturbent certains mécanismes tel la photosynthèse, modifient la surface des pigments ou la structure de la membrane (Calow, 1994 dans Gouder, 1996).

Lors d'une étude de 73 jours sur les effets du Zn, Cu, Pb, et Cd sur la croissance et l'absorption de métaux pour 4 espèces de plantes (*Elodea nuttallii*, *Callitriche platycarpa*, *Spirodella polyrhiza* et *Lemna gibba*), Van der Werff et Pruyt (1982) n'ont pas détecté, excepté pour l'élodée qui est très sensible à 5 µmol Cu/l, de variation de la croissance ou de la mortalité dépendant des espèces ou des éléments.

La toxicité de différents métaux lourds et sels sur *Myriophyllum spicatum* L. a été déterminée, par Stanley (1974), sous condition de croissance contrôlée. Les toxiques furent ajoutés à l'eau baignant le substrat planté. Les résultats montrent, pour les métaux et sels qui nous intéressent, qu'une inhibition de 50% de la croissance des racines apparaît avec des concentrations dans l'eau de 7.4 ppm de Cd, 21.6 ppm de Zn, 363 ppm de Pb, 8183 ppm de NaCl. Le même auteur a constaté, pour la plupart des toxiques, une relation constante entre le ralentissement de croissance en longueur et celui de l'accroissement de poids et entre l'inhibition du développement des racines et celle des pousses.

Le plomb ralentit la croissance des racines et provoque une diminution très nette de la respiration chez *Glyceria fluitans* (G.I.R.E.A., 1984).

Pour le cadmium, la plus grande partie est retenue dans les sédiments et les plantes présentes dans le milieu étudié. Elles accumulent ce métal soit préférentiellement à partir de l'eau (*Nitella flexilis*), soit à partir des sédiments (*Glyceria fluitans*).

Une étude sur les effets du chlorure de sodium sur la photosynthèse et quelques activités enzymatiques chez *Potamogeton alpinus* (Rabe et al., 1982) montre que, pour des pousses apicales exposées à différentes concentrations de NaCl pendant 21 jours, le taux d'assimilation nette diminue avec l'augmentation du temps d'exposition et avec la concentration en sel, alors que l'activité des enzymes, isocitrate deshydrogénase et glutamate deshydrogénase augmente premièrement sous un léger stress salin, mais diminue de façon remarquable après une longue exposition et des niveaux de NaCl élevés.

On a observé également que l'accumulation d'ions chlorures dans les sols entraîne un accroissement de la pression osmotique et la destruction d'un grand nombre de plantes (G.E.A., 1983).

L'apparition de dégâts significatifs sur *Elodea canadensis* pour une gamme de concentrations peuvent atteindre des valeurs élevées : la concentration limite se situe à 100 mg Cl⁻/l, la dose létale 50 étant de 1000 mg Cl⁻/l.

II.5.1.4. Choix des espèces

Toutes les espèces végétales aquatiques et semi-aquatiques ne conviennent pas à l'accumulation des métaux lourds :

- soit les végétaux ne supportent pas des concentrations élevées en Pb, Cd et Zn. Ainsi, *Alisma plantago-aquatica* est fort sensible à la pollution et disparaît rapidement si les teneurs persistent ;
- soit leur valence écologique leur permet de supporter telle ou telle gamme de pollution présente dans le milieu.

Radoux cite l'exemple de *Phragmites australis* et de *Typha latifolia*. Ces 2 espèces présentent une structure rhizomateuse et racinaire superficielle particulièrement bien adaptée au prélèvement des éléments nutritifs, ou autres, située dans les premiers centimètres du sol là où les polluants se déposent préférentiellement. Malgré l'accumulation de certains métaux lourds dans leurs tissus, aucune influence sur leur croissance n'a été constatée (G.I.R.E.A., 1984). Le roseau commun possède même la capacité de croître sur des sols franchement toxiques comme les déblais miniers de la Calamine (3% Zn, 5% Pb). De plus, la biomasse aérienne de cette plante séchée est résistante aux parasites. Elle est utilisée dans certains pays de l'Est pour fabriquer des panneaux de particules ou de la pâte à papier.

En annexe 2, vous trouverez une liste indicative d'espèces végétales employées dans les aménagements de bassins, ainsi qu'un tableau reprenant les espèces intéressantes pour l'épuration des eaux autoroutières.

II.5.2. Faune

Ce travail sera essentiellement basé sur l'étude des macro invertébrés benthiques, dont l'écologie est bien développée et a conduit à leur utilisation comme indicateur de la qualité de milieux aquatiques (eau douce). Ils peuplent très rapidement les milieux aquatiques et sont faciles à récolter. Ces organismes possèdent une grande diversité de régimes alimentaires et représentent donc plusieurs niveaux trophiques de l'écosystème aquatique, élément important pour l'étude de la contamination par les produits toxiques d'origine routière.

II.5.2.1. Impacts des polluants sur la faune

Une pollution du système aquatique peut se manifester par des modifications de l'édifice biologique, c'est-à-dire de la structure même du peuplement, car le déversement de produits toxiques ou inhibiteurs provoque une régression rapide des organismes consommateurs et des espèces exigeantes et peu résistantes qui contribue à réduire la diversité des peuplements. A l'opposé, des apports excessifs d'éléments minéraux nutritifs entraîneront une prolifération des espèces à cycle court (algues, bactéries, champignons) qui altéreront le bilan en oxygène et, par là même, l'équilibre du système aquatique ; ce phénomène est toutefois limité dans le cas des effluents routiers (S.E.T.R.A., 1993).

Certaines espèces animales peuvent résister à de fortes accumulations de métaux qui s'avèrent toxiques, même à très faibles doses, pour d'autres organismes. Certains animaux peuvent accumuler des doses de métaux nocifs jusqu'à plusieurs milliers de fois supérieures à celles des milieux environnants (G.I.R.E.A., 1984).

La réponse de chaque espèce est fonction de sa capacité de métabolisation et d'excrétion des différentes fractions et molécules chimiques.

Si l'absorption des polluants dépend de l'animal, celui-ci n'a pas non plus la même tolérance pour chacun des polluants ; les gastéropodes qui absorbent beaucoup plus le Cu que les lamellibranches, accumulent par contre, beaucoup moins le Mn. Chaque espèce concentre les métaux lourds mais chacune à des taux différents : il semble même que la microfaune (Chironomidés, Tubificidés, etc.) accumule beaucoup plus que la macrofaune (poissons). Ainsi dans la même rivière, les Tubificidés ont des facteurs de concentration pour le Pb, par exemple, de 300 fois plus important que les poissons (Université de Savoie, 1980).

Le facteur croissance intervient, il modifie l'intensité des processus d'accumulation des polluants car il y a augmentation du pool à cause des tissus néoformés et les taux métaboliques sont plus élevés en période de croissance (Aprosi, 1978 dans G.I.R.E.A., 1984).

Le plomb, par son aptitude à former des complexes avec les substances organiques, se fixe dans les tissus où il peut s'accumuler à forte dose, principalement sous forme de cations bivalents plus ou moins liés à des protéines (G.E.A., 1983). On constate des différences de sensibilité selon le type d'organisme. Par exemple :

- les microorganismes : à partir de 0.1 mg/l
- les bactéries : à partir de 1.0 mg/l
- les protozoaires : à partir de 0.5 mg/l

Pour les poissons (tableau XXVI), la toxicité dépend de la dureté de l'eau et de l'oxygène dissous, le Pb est toxique dans les eaux peu calcaires alors que des concentrations équivalentes ont des effets (formation de mucosités sur les branchies avec possibilité d'extension sur tout le corps et mort par asphyxie) beaucoup moins forts en eau dure (Lansiart et Tavoillot, 1976).

Newman et McIntoch (1982) ont mesuré les concentrations en Pb dans les sédiments et dans l'eau environnante de 2 sites, le premier ayant une concentration supérieure au deuxième, et celles dans les mollusques qui reflètent le degré de contamination des 2 sites. Les gastéropodes : *Physa integra*, *Pseudosuccinea columella*, *Helisoma trivolvis* et *Idiapoma malleata*, ont les plus grandes concentrations en Pb. Les changements de concentration pendant le temps de grazing de ces gastéropodes seraient fortement corrélés avec les concentrations en Pb dissous dans l'eau plutôt qu'avec les différentes fractions de sédiment ou les macrophytes. La contamination de l'habitat explique donc partiellement les concentrations en plomb des espèces étudiées.

Au point de vue du zinc, et surtout pour les organismes aquatiques, la dose létale est directement proportionnelle aux teneurs en Ca^{++} (tableau XXVII) et en oxygène dissous. Les poissons sont plus ou moins sensibles :

- truite : 3.8 à 5.5 mg Zn/l
- vairon : 5 mg Zn/l
- brème : 12.5 à 16.3 mg Zn/l
- perche : 14.8 à 17.3 mg Zn/l

Ces poissons peuvent mourir par formation de composés insolubles au niveau des muqueuses branchiales ou par action toxique interne. De plus, le zinc réduit le nombre d'œufs produits.

Il est important de noter que les lamelibranches le concentrent fortement et que les processus bactériens de nitrification sont inhibés à des concentrations de l'ordre de 10 mg/l (Lansiart et Tavoillot, 1976).

Dans le cas du cadmium, la toxicité sur les poissons varie de 0.01 à 10 mg/l selon les espèces. Il inhibe la respiration cellulaire et les systèmes enzymatiques fondamentaux. Il empêche également l'éclosion des œufs, par exemple chez le vairon à partir de 0.057 mg/l.

Toujours dans le cas du cadmium, une étude réalisée par Warren et al. (1998), montre que l'accumulation de Cd par les invertébrés benthiques est significative et linéairement corrélée avec la concentration de Cd du sédiment pour la plupart des taxons. Il est important de noter que l'amplitude de la réponse au gradient de Cd dans le sédiment est spécifique aux taxons et à l'écologie de ceux-ci.

Par exemple, une étude du G.E.A. (1983), sur différentes espèces d'invertébrés choisies en fonction de leur abondance, de leur régime alimentaire et de leur place dans la chaîne trophique (les 4 genres sont *Limnea*, *Corixa*, *Notonecta* et *Haemopsis*), montre que c'est au niveau des Lymnées principalement et des *Haemopsis* secondairement que nous retrouvons une grande accumulation de différentes substances (Fe, Zn et Pb). Pour les Lymnées, cela s'explique par leur mode de vie brouteur de plantes et racleur de substrat, vivant sur les sédiments où s'accumule un maximum de métaux lourds. Quant à *Haemopsis*, il faut signaler que cette sangsue se rencontre préférentiellement dans le caniveau d'écoulement où transitaient les eaux nettement plus chargées en substances toxiques (G.E.A., 1983).

Les résultats obtenus par Timmermans (1975) montrent que le CaCl_2 est relativement peu toxique pour les poissons jusqu'à des concentrations de 2 g/l, dans une eau dure et à basse température. Ils permettent également de penser que le CaCl_2 est relativement peu toxique pour les gammarus (*Gammarus pulex*) jusqu'à des concentrations de 1.5 g/l dans de l'eau assez dure, à température relativement plus élevée que celle utilisée pour les poissons. Notons que pour obtenir une concentration de 1 g/l, il faut que 10 tonnes de CaCl_2 arrivent dans 1 hectare d'eau stagnante avec une profondeur moyenne de 1 mètre. L'utilisation de sels de déneigement aura donc rarement un effet spectaculaire dans le milieu aquatique par la mortalité de poissons ou la disparition de végétaux, ce qui peut donner l'impression que les sels de déneigement sont absolument sans danger.

Le risque réside dans l'emploi souvent répété de sel, ce qui pourrait entraîner la disparition lente de végétaux sensibles et d'organismes vivants sur le fond.

Lors de l'étude sur l'influence des fondants routiers sur la qualité de la Wimbe réalisée par le Cebedeau (1994), la comparaison des populations piscicoles en amont et aval du rejet autoroutier n'a pas permis de détecter un effet significatif des sels de déneigement sur les compositions piscicoles. Il en est de même pour les conclusions obtenues après comparaison des indices biotiques relatifs aux invertébrés benthiques. Aucune perturbation n'a été constatée au sein des populations de macroinvertébrés mises à part les variations saisonnières dues aux cycles de vie des espèces.

Le salage hivernal peut avoir des effets indirects sur la faune. Au point de vue du lac First Sister, l'absence de brassage complet des eaux, due aux concentrations trop élevées en sels augmentant la densité des eaux, génère des conditions physico-chimiques défavorables pour les invertébrés benthiques. On constate une diminution de 10 à 4 espèces de larves de diptères et d'oligochètes suite à une telle stratification (Hawkins et Judd, 1972 dans Boisson J.-C., 1998).

Une étude, sur les effets du NaCl sur *Chironomus attenuatus* exposé à des concentrations en NaCl de 0 à 342 mM/l pendant 48 heures réalisée par Thornton et Sauer (1972), montre qu'un effluent contenant à peine 1% de NaCl (entre 150 et 200 mM/l) fait décroître la population de ce diptère de 50% en 12 heures (figure 11).

Smith et Kaster (1983) ont constaté en laboratoire que des concentrations de 800 mg Cl⁻/l n'ont pas d'effet sur la dérive. Des études sur le terrain prouvent qu'il y a une augmentation de la dérive du benthos seulement après des concentrations en Cl⁻ qui dépassent 1000 mg/l.

Un exemple d'impact dû aux hydrocarbures est donné par Maltby et al. (1995). Ils ont constatés une modification (diversité et composition) des communautés de macroinvertébrés entre les stations amont et aval de 4 petits ruisseaux (sur les 7 ruisseaux de l'étude) suite à des rejets d'eau de ruissellement routière contenant des PAH (fluoranthène, pyréne, etc.) et d'autres hydrocarbures.

Les changements dans la structure des peuplements de macroinvertébrés sont associés avec des changements dans l'abondance relative des groupes alimentaires fonctionnels (figure 12). Par exemple à Pigeon Bridge Brook, il y a une diminution significative de l'abondance relative des brouteurs et décomposeurs ainsi qu'une augmentation significative dans l'abondance relative des filtreurs. Les changements de diversité sont dus à la disparition des espèces polluo-sensibles aux stations recevant les rejets autoroutiers.

Il est important de noter qu'il existe beaucoup de facteurs qui peuvent influencer l'assemblage des communautés d'invertébrés dans les ruisseaux, elles ne sont pas toutes dues à la toxicité directe de substances. Par exemple, l'augmentation de particules en suspension provenant de routes peut altérer la structure du fond des ruisseaux et donc des populations en place. Si l'habitat change, les espèces trouvées dans ces nouveaux habitats sont forcément différentes.

Dans le lac Padderudvann, Baekken (1994 dans Boisson J.-C., 1998) observe un effet des rejets de l'autoroute E18 sur la faune benthique. La richesse spécifique des macroinvertébrés de la zone littorale et l'abondance des invertébrés des secteurs plus profonds diminuent significativement à proximité du rejet.

Les résultats d'une étude sur les effets de métaux lourds sur une communauté zooplanctonique du lac Michigan réalisée par Marshall et al. (1981) suggèrent qu'une concentration de Zn 10 fois inférieure à celle du lac (+/- 5 µg/l) puisse provoquer des effets sur la communauté planctonique (réduction significative de la diversité totale des espèces, surtout des crustacés).

Sur le plan qualitatif, les bassins d'orage sont caractérisés par des espèces zooplanctoniques polluo-résistantes. En effet, elles peuvent pratiquement toutes vivre dans les milieux dont la concentration en sels et la pollution chimique des eaux sont importantes et où les fluctuations de pH le sont également (Collet E., 1984).

Les macroinvertébrés observés dans les bassins d'orage ne peuvent généralement pas donner d'indication quant à la qualité de l'eau car il s'agit d'espèces qui supportent de grandes variations des différents paramètres abiotiques du milieu. Les groupes principaux qui colonisent ces milieux sont les mollusques et les éphémères localisés sur les berges et sur la végétation, les hétéroptères en pleine eau et les chironomidés et tubificidés dans la vase (G.E.A., 1983).

II.5.3. Intérêts des bassins d'orage

Ces milieux ne se contentent pas de remplir leur premier rôle hydrologique, mais offrent en réalité des aires de tranquillité et des sites d'accueil exceptionnels à la faune et à la flore sauvage.

C'est la diversité des espèces végétales et animales qui permet à l'écosystème dynamique, instable au début, d'évoluer vers la stabilité et d'être à même de faire face à certaines perturbations. L'écosystème bien diversifié et équilibré pourra encaisser « les chocs » grâce à une capacité d'auto-épuration plus élevée (G.I.R.E.A., 1984).

Les différents végétaux présents dans le bassin d'orage peuvent servir de :

- lieu d'accueil pour une faune variée d'oiseaux nicheurs et/ou migrateurs, de batraciens (grenouille de Lessone au B.O. de Cédrogne, G.I.R.E.A., 1999), et de petits ou grand mammifères (observation d'un chevreuil au B.O. d'Achène en novembre 99).

En ce qui concerne les végétaux aquatiques et semi-aquatiques :

- la biomasse qu'ils produisent nourrit de nombreux consommateurs primaires (vers, mollusques, etc.) à leurs tours consommés par des carnivores de premier, deuxième ou troisième niveau (poissons, oiseaux, etc.) ;
- ils régulent le développement du phytoplancton en exerçant une concurrence sur celui-ci et permettant ainsi de maintenir une eau claire ;
- et, bien sûr, ils interviennent dans l'abattement des pollutions en tant que polyconcentrateur de polluants, ainsi que dans la rétention d'éléments nutritifs (N, P) qui pourraient arriver en excès dans ces milieux.

Ces bassins offrent un milieu de prédilection pour l'avifaune. Dès la mise en fonction des bassins, les ornithologues ont observé des espèces qui fréquentaient le site et qui ont probablement nichés comme le Petit gravelot et le Grèbe castagneux (données Cercle des Naturalistes de Belgique).

Des relevés concernant les Odonates (libellules) ont mis en évidence 22 espèces fréquentant le site du bassin de Cédrogne, ce qui représente près de la moitié des espèces observées en Ardenne après 1980 (46 espèces). Parmi ces espèces, 17 se reproduisent sur le site et 4 espèces visiteuses sont reprises sur la liste rouge wallonne des espèces menacées (G.I.R.E.A., 1999).

Une liste de la diversité des espèces que l'on peut retrouver dans les bassins d'orage pourra être consultée dans la partie résultats et discussion de ce mémoire. Les conclusions concernant les caractéristiques des populations y seront ajoutées.

II.6. Conception et gestion de bassins d'orage

Dans ce chapitre, nous discuterons, premièrement, de la vulnérabilité des milieux récepteurs et de la nécessité ou non de la présence de bassin d'orage. Ensuite, nous montrerons quelques exemples de procédés d'épuration utilisés dans nos régions. Troisièmement, nous envisagerons la conception de nouveaux types de bassins exposant les principes généraux, en citant deux exemples de réalisation et, enfin, nous parlerons de l'intégration dans l'environnement et de l'entretien.

II.6.1. Objectifs de qualité pour les milieux récepteurs

Une méthode d'estimation de la vulnérabilité des milieux aquatiques, en vue de leur protection contre la pollution routière, a été conçue par Hurtevent et Ruperd (2000). Ils considèrent que le degré de protection nécessaire d'un milieu aquatique est lié à sa valeur patrimoniale, c'est-à-dire à ses usages, ses enjeux et sa vulnérabilité. Plusieurs critères ont été retenus pour apprécier cette vulnérabilité :

- la présence d'une alimentation en eau potable (A.E.P.) ;
- la distance de l'infrastructure avec l'usage de la ressource en eau ;
- le nombre d'usages ;
- l'objectif de qualité de la ressource en eau ;
- le temps de propagation dans les milieux non saturés couvrant les eaux souterraines.

L'utilisation de ces critères et des seuils qui leur sont affectés aboutit à une classification en 4 types de zones :

- zones peu ou pas vulnérables classées dans la couleur verte ;
- zones moyennement vulnérables : couleur jaune ;
- zones fortement vulnérables : couleur rouge ;
- zones très fortement vulnérables : couleur noire.

Un exemple vous est présenté à la figure 13, il s'agit d'une application de la méthode à un tronçon de l'autoroute A75 en Lozère. Le tableau XXVIII présente, quant à lui, les dispositifs de base correspondant aux différentes vulnérabilités.

Il est impératif, dans la phase de conception, d'identifier parfaitement la forme de pollution à traiter ou à piéger, ceci pour définir précisément les fonctions souhaitées des ouvrages. Selon le S.E.T.R.A. (1997), il existe 2 situations à examiner :

- le fonctionnement normal des ouvrages à chaque pluie. Ils agissent sur les débits, la charge de pollution chronique et saisonnière. Leur dimensionnement s'établit pour un fonctionnement normal en priorité.
- les aléas de fonctionnement, accident, qui correspondent à des hypothèses à faible probabilité d'occurrence.

Donc, cela nécessite la vérification du comportement de l'ouvrage et la mise en place de plan d'intervention.

Il est également impératif, dans un but d'épuration des eaux de provenance autoroutière, de respecter quelques principes. Ceux-ci devront viser à réduire la vitesse d'écoulement permettant d'améliorer la qualité de l'eau et d'augmenter le temps de contact de l'eau avec l'air pour favoriser l'oxygénation de ces eaux. Donc nous pouvons résumer ces principes de fonctionnement pour les bassins d'orage en 3 points :

- 1) réguler les débits avant rejet ;
- 2) dessabler et décanter les eaux de ruissellement ;
- 3) aérer les eaux de ruissellement.

II.6.2. Exemples de procédés d'épuration

La plupart des écosystèmes naturels ont été copiés et adaptés pour mettre au point des systèmes extensifs d'épuration des eaux usées capables de résister à des variations importantes de charge polluante et de débit. On peut citer : (Radoux, 1984)

- les différents lagunages à microphytes : ces techniques s'inspirent, en fait, des capacités auto-épuratrices des étangs et des lacs où l'absorption des éléments eutrophisants ou polluants se réalise à travers la nutrition du phytoplancton, du zooplancton et des bactéries de l'eau libre ou du sédiment.
- le marais artificiel : c'est une technique beaucoup moins bien connue et encore très peu utilisée et appliquée où l'épuration se réalise essentiellement d'une part, par l'activité des micro-organismes du périphyton et de la rhizosphère et d'autre part, par la nutrition minérale des végétaux supérieurs.

Un exemple de procédé d'épuration de plus en plus utilisé est le lagunage par macro- ou microphytes. Ce système, basé sur le traitement des eaux résiduaires, met en œuvre des cycles biologiques dans un milieu où se trouve maintenue une couche d'eau permanente. La destruction des matières polluantes se fait essentiellement par les activités métaboliques des bactéries ; ceci implique l'intervention d'une flore et d'une faune agissant à différents niveaux dans l'épuration (G.E.A., 1983). Il demande peu d'investissement de base et d'entretien. Il faudra malgré tout tenir compte de différents paramètres, comme par exemple (G.I.R.E.A., 1984) :

- l'exportation de la biomasse en fin de saison afin d'assurer l'efficacité du rôle de la végétation. Le faucardage est effectué manuellement ou mécaniquement après la période de végétation en octobre-novembre ;
- un temps de séjour minimum des eaux (quelques jours) dans un bassin d'orage de dimension standard pour obtenir un bon rendement épuratoire. Les eaux doivent circuler en lame mince (10 à 50 cm maximum) et sur toute la surface du bassin ;
- des phénomènes de relargage de métaux lourds sont possibles à partir des sédiments, suite à un apport de chlorures par exemple. Il est donc utile de disposer de 2 bassins, dont le deuxième sera garni d'espèces végétales ;

- les eaux de ruissellement des routes sont souvent carencées en azote, phosphore et potassium, éléments utiles à la nutrition des végétaux. Il pourrait être judicieux de collecter des eaux domestiques ou agricoles, riches en ces éléments afin d'apporter un milieu intéressant à la végétation aquatique (il s'agit d'une hypothèse à démontrer).

Il est important de constater que la composition très changeante des eaux de ruissellement peut apporter dans certains cas un déséquilibre physiologique pour les plantes qui seront utilisées dans le lagunage. Il a été montré, dans la littérature, que des modifications brutales de l'équilibre ionique externe déclenchaient des processus de relargage de certains composés minéraux assimilés par les plantes en temps normal (Université de Savoie, 1980).

Radoux (dans G.I.R.E.A., 1984), dans une étude des rendements épuratoires de marais artificiels à *Typha latifolia* et du lagunage à microphytes, placé dans les mêmes conditions de climat, de charge polluante et de débit, a remarqué que la qualité du rendement par la population de macrophytes était remarquable par rapport à celle des microphytes, dont l'efficacité avoisinait les 10% en moyenne. Il tira la conclusion que le rendement épuratoire de certaines espèces supérieures aquatiques ou semi-aquatiques présente un intérêt non négligeable pour l'amélioration de la qualité de l'eau au sein des bassins d'orage et que différentes espèces conviennent particulièrement : *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, *Typha latifolia*, *Sparganium erectum* et *Glyceria fluitans* (plus efficaces et plus résistants aux fortes attaques des agents polluants).

L'installation de plantes semi-aquatiques n'est efficace en matière d'épuration que si la biomasse produite est exportée, donc le faucardage annuel est indispensable. De plus, le maximum d'absorption se faisant en période de croissance de la végétation, 2 faucardages, l'un en juillet, l'autre en novembre, présenteraient une meilleure efficacité (G.I.R.E.A., 1984). Il est important de noter que 50 à 90% de la biomasse de ces végétaux est constituée du système racinaire que l'on ne peut exporter lors d'un faucardage, seule la partie aérienne le sera. L'épuration des eaux de ruissellement d'autoroute ne peut être réalisée par les procédés classiques (boues actives, filtres bactériens) qui sont incompatibles avec une alimentation aussi aléatoire que celle procurée par les précipitations (G.I.R.E.A., 1984).

II.6.3. Conception de bassins d'orage

Le bassin d'orage doit être conçu dans le but de (Verniers et al., 1988) :

- favoriser la décantation en plaçant à l'entrée un système adéquat (85% des MES sédimentent sur la première moitié de la surface des bassins d'orage) ;
- assurer la retenue des hydrocarbures surnageants par un système de piégeage ;
- conserver en permanence une quantité minimale d'eau pour la dilution des sels et l'épuration végétale ;
- allonger le temps de séjour de l'eau pour favoriser l'épuration biologique ;
- permettre la colonisation par une flore et une faune diversifiées par la réalisation des B.O. la plus naturelle possible, ce qui assurera par la même occasion une meilleure intégration paysagère.

Les rôles écologiques que doivent remplir les bassins de nouvelle génération ont déjà été cités au II.2.2. Il est important de répéter que ces fonctionnalités ne sont pas nécessairement rendues par les anciennes constructions mais se situent au centre des nouvelles réalisations.

Une étude réalisée par Cathelain et al. (1981) a permis de tester une méthode de traitement des eaux de ruissellement sur lit filtrant (site de Combles). Ce dernier était constitué de 25 cm de caillou 25/70 mm surmontés de 25 cm de gravier 0/25 mm et recouvert de 50 cm de sable 0/6 mm. Quinze événements pluvieux ont fait l'objet d'analyses de la pollution provenant du ruissellement d'un km de tronçon de l'autoroute A1. Ils observent des rendements très variables s'expliquant par le colmatage périodique du lit filtrant dont l'efficacité était de ce fait altérée. Des décolmatages ont dû être réalisés à raison d'un tous les 2 mois environ, ce qui rend ce procédé non réaliste au vu d'un entretien permanent obligatoire. Immédiatement après décolmatage, de bons rendements d'élimination étaient obtenus : 91% sur la DCO, 81% sur la DBO₅, 92% sur les MES, 97% sur le zinc et 99% sur le plomb, mais ceux-ci chutaient très vite, à l'exception des MES et du plomb.

II.6.3.1.Exemples de réalisations

Il sera présenté deux réalisations. La première a fait ses preuves dans le cadre de la protection de l'alimentation en eau de l'agglomération de Lyon contre la pollution d'origine routière (Benneton et al., 1981) et ne fait pas intervenir des phénomènes d'épuration biologiques. La seconde, mise en place dans le bois de Cédrogne (G.I.R.E.A., 1999), est de type plurifonctionnel et fait intervenir pour l'abattement des pollutions tant ses caractères hydrologiques (ex : décantation élevée car séparation en plusieurs sous-bassins) que biologiques (ex : concentration des polluants par une plantation de végétaux diversifiés).

1) Bassins stockeurs-dilueurs (figure 14) calculés pour (Benneton et al., 1981) :

stocker une pluie biennale ;

- diluer le rejet polluant pour permettre sa vidange dans le réseau, avec ou sans apport d'eau externe ;
- le premier bassin permet de stocker le flux pour un temps de 30 minutes ;
- le deuxième bassin permet de stocker le flux pour un temps de 3 heures ;
- le troisième bassin permet de retenir le flux pour un temps supérieur à 3 heures et, surtout, de contenir le flux d'un deuxième accident durant la vidange des deux premiers.

2) Bassins d'orage plurifonctionnels: ils assurent la fonction hydrologique et l'épuration des eaux.

Leur conception prend en compte les principes suivants (G.I.R.E.A., 1984) :

- le système peut être conçu sous la forme de plusieurs bassins successifs fonctionnant en série, en fonction des surfaces disponibles ;
- la géométrie est importante pour l'homogénéisation des eaux et pour une meilleure épuration, on privilégiera la forme ovale pour une meilleure répartition. Le rapport longueur/largeur a une influence sur l'écoulement (ordre de grandeur 2/1 ; 4/1) ;
- la communication entre les bassins doit être conçue de manière à extraire les eaux les moins chargées ;
- la configuration des entrées et des sorties est primordiale ;
- l'évacuation directe des crues vers les cours d'eau doit être évitée.

Si l'on considère la conception du bassin dans son ensemble, Verniers et al. (1988) proposent:

Pour les fossés d'alimentation, un bon compromis entre 2 fonctions contradictoires :

- permettre une bonne aération de l'eau. La zone amont sera dès lors réalisée sous forme de cuvettes préfabriquées en gradins ou au moyen de moellons serties dans le fossé d'alimentation ;
- ralentir la vitesse de l'eau pour favoriser le rendement de la décantation et du déshuilage. La zone aval sera donc élargie à l'entrée du bassin pour limiter les turbulences et répartir au maximum les apports.

Concevoir l'ensemble sous forme d'au moins 2 sous-bassins (figure 15).

Pour le sous-bassin de dessablage et de déshuilage, 2 fonctions sont à remplir :

- fonction de dessablage : provoquer la sédimentation des particules en suspension de granulométrie supérieure à 200 μm (graviers et sables principalement) par diminution de la vitesse moyenne du courant ;
- fonction de déshuilage : une partie des huiles se fixe sur les particules solides qui sédimentent et est partiellement digérée grâce à l'action des bactéries. La majeure partie migre vers la surface du bassin, elle sera donc piégée par 2 cloisons siphonides, les débits aqueux s'évacuent par lame de fond. L'élimination de ces huiles se fera par pompage.

Pour le sous-bassin de retenue :

Grâce à sa superficie et à son volume important, il doit assurer le stockage de l'eau, parachever la décantation des fines particules, permettre la dilution des sels dissous et prolonger l'épuration.

Il est souhaitable de garder un aspect naturel : des berges en pente douce (+/- 12/4) permettant le développement d'une végétation fixatrice et valorisante pour le paysage. Un fond naturel, excepté lorsque l'infiltration est trop importante ou dans des zones de captage. Une forme non régulière, arrondie ou convexe dans le sens de l'écoulement, minimisant les zones sans mouvements d'eaux. Intégration paysagère par plantations.

On peut y ajouter le dispositif de vidange, muni éventuellement d'un dégrillage. Un piège à boues pouvant aussi compléter le système.

Verniers et Loze (1984) proposent, entre le sous-bassin de dessablage et le sous-bassin de retenue, de concevoir une zone de transit, sous forme d'un haut fond végétal, réalisant une certaine épuration biologique grâce à la présence de plantes aquatiques et des bactéries associées (figure 16).

D'autres résultats obtenus par Verniers et al. (1985) sur différents bassins d'orage et concernant les teneurs en métaux lourds dans différents compartiments (sol, végétation, faune et sédiment) montrent l'intérêt de concevoir un bassin d'orage de type en circuit comportant un pré-bassin de décantation suivi d'une zone de végétation pour capter le maximum d'éléments polluants sur une surface limitée où les nettoyages sont plus aisés.

Dans le cas du bassin plurifonctionnel du bois de Cédrogne, construit selon les conseils de conception donnés par Verniers et al. (1988) et le G.I.R.E.A., l'objectif est de traiter les eaux avant qu'elles ne soient rejetées dans le ruisseau du Sommerain, affluent de l'Ourthe orientale alimentant le barrage de Nisramont, réservoir en eau potable pour la moitié nord-est de la province du Luxembourg. Le G.I.R.E.A. (1985) propose pour assurer pleinement le rôle de sédimentation du 1^{er} bassin (il y en a 3 successifs) :

- un système d'amortissement du flux d'entrée (suite de bassins et de diguettes) dont la fonction est de briser l'énergie cinétique du flot et réoxygéner l'eau ;
- l'établissement d'une digue au milieu du bassin de dessablage pour augmenter le temps de séjour par réduction des zones mortes et ainsi favoriser la décantation (77% des MES sont piégés. G.I.R.E.A., 1999) ;
- à la sortie, une paroi siphonoïde en béton permet de retenir les huiles et les carburants.

Au niveau des bassins 2 et 3 :

- la nécessité d'une hauteur d'eau compatible avec les plantations. Le premier étant planté de végétaux dont la vocation principale est d'épurer les eaux, entre autre pour induire la décantation des particules fines (100-150 µm) et tenter de fixer les métaux lourds dans leurs tissus (G.I.R.E.A., 1999) ;
- le placement d'une membrane étanche pour éviter l'infiltration d'eau polluée vers la nappe ;
- le 3^{ème} bassin possède un rôle important de dilution des sels dissous et atténue les pics de pollution éventuels (G.I.R.E.A., 1999).

Ces bassins plurifonctionnels sont conçus pour être respectueux de l'environnement en assurant (G.I.R.E.A., 1985) :

- une épuration plus efficace des eaux rejetées vers les cours d'eau récepteurs ;
- une meilleure intégration paysagère.

II.6.3.2. Intégration dans l'environnement

Ce paragraphe contiendra essentiellement des recommandations techniques de génie civil.

Par une intégration adéquate (G.E.A., 1983), l'originalité régionale doit être maintenue afin de mettre un frein à la banalisation et à la monotonie des paysages, le tout, en tenant compte des contraintes de base et de conceptions (accès des personnes et des machines).

La plupart des bassins d'orage existant dans de nombreux pays possèdent les caractéristiques suivantes :

- formes géométriques régulières, pentes raides et arêtes vives, construits avec des matériaux de fort impact visuel (béton), sans harmonie avec le contexte paysager et sans qualité esthétique ;
- les emprises sont limitées voire inexistantes, d'où aucune plantation d'agrément ou de colonisation n'est possible ;
- fermetures par des clôtures et barrières métalliques qui sont inesthétiques et augmentent le caractère artificiel.

Mais ils possèdent quelques caractéristiques qui valorisent l'espace routier

- s'étendent en dehors de l'emprise linéaire de la route (effet de transversalité ponctuel) ;
- attirent de l'eau.

L'intégration paysagère est assurée par une verdurisation des abords, au travers des plantations d'essences ligneuses adaptées à la région et aux différentes situations écologiques des B.O. D'autres principes ont été énoncés pour favoriser l'intégration dans le contexte environnant du bassin (S.E.T.R.A., 1997) :

- tirer parti des éléments de paysage existants (ex : les courbes de niveau) ;
- privilégier les formes naturelles (ex : mares, étangs), tout en satisfaisant aux contraintes hydrologiques et écologiques ;
- créer des pentes douces et des formes arrondies. Les pentes douces assurent la sécurité des personnes et facilitent la colonisation ou plantation végétale ;
- favoriser l'insertion des ouvrages dans le site par des modèles de sols appropriés. Par exemple, le remodelage fait disparaître les arêtes vives des digues, il permet un raccordement au terrain naturel plus satisfaisant et l'espace se prête mieux à un aménagement paysager ;
- choisir la végétation ayant un rôle épurateur dans les bassins, il devrait s'agir d'espèces indigènes qui se caractérisent par une bonne adaptation et intégration (annexe 2).

Une conséquence directe à l'application de ces propositions concerne la diversification des milieux avec l'apparition de divers biotopes, ce qui entraîne une variation dans les espèces présentes et une augmentation de la biodiversité ainsi qu'un fonctionnement écologique généralement accru (G.E.A., 1983).

II.6.3.3. Entretien

L'entretien indispensable au bon fonctionnement peut se résumer en 4 étapes :

- curage et nettoyage des ouvrages de drainage et de prétraitement 1 à 2 fois par an (égouts, surnageants point de vue déshuilage, pré-bassin de dessablage) ;
- enlèvement régulier de flottants facilité par le placement de système de dégrillage à l'entrée et à la sortie ;
- nettoyage des végétaux des berges et des plantes aquatiques 1 fois par an, nécessité d'emmener les déchets ou de les brûler sur place, attention au problème d'eutrophisation de l'eau lié à la décomposition des déchets végétaux ;
- curage du bassin de stockage, plus ou moins tous les 10 ans, en fonction de la sédimentation pour éviter une diminution de la profondeur qui permettrait l'installation de la végétation aquatique sur la majeure partie du bassin d'orage ; Nécessité d'un curage progressif de façon à ne pas enlever toute la végétation en même temps ; travailler là où les dépôts sont importants (entrée). Les vases riches en métaux lourds résultant des curages doivent être exportées dans des dépôts prévus pour l'accumulation des déchets toxiques.

III. Matériel et Méthodes

III.1. Caractéristiques techniques et naturelles des milieux étudiés

L'autoroute E411 relie Bruxelles à Luxembourg (figure 17). Les provinces du Brabant flamand, du Brabant wallon, de Namur et du Luxembourg sont traversées par cette voie rapide.

Cette étude concerne les bassins se trouvant sur le territoire des 2 provinces centrales, celles du Brabant wallon et de Namur.

Ce tracé peut être divisé en 2 tronçons :

- de Rosière à Thorembais St-Trond (du km 13,475 au km 35,518), géré par la Régie d'Ottignies,
- de Thorembais St-Trond à Wellin (du km 35,518 au km 101,120), géré par les Régies de Dausoulx et de Ciergnon.

D'un point de vue historique, les différents bassins d'orage ont été mis en service +/- chronologiquement dans la direction Bruxelles - Luxembourg. Pour les secteurs qui nous concernent, 17 B.O. (gérés par le MET) ont été recensés.

Ces tronçons comprennent 3 bandes de circulation ainsi qu'une bande "pneus crevés" dans chaque sens.

La zone centrale est protégée soit par des barrières de sécurité New Jersey encadrant une zone plantée à certains endroits, soit par des barrières simples.

Le revêtement est soit de type hydrocarboné, soit de type béton maigre ou d'enrobé drainant.

La densité moyenne de trafic est de l'ordre de 46000 véhicules par jour dont environ 4400 poids lourds (G.I.R.E.A., 2000).

Tronçon Rosière – Thorembais

Les terrains traversés sont de type tertiaire (éocène) formés essentiellement de sables et de limons.

Les grands réseaux hydrographiques traversés sont ceux de la Lasne, de la Dyle, de l'Orneau et de la Meuhaine.

Les paysages possèdent des caractéristiques rurales (prairies, cultures) au sein desquelles viennent s'insérer quelques zones boisées.

Le climat se caractérise par une pluviométrie moyenne annuelle de 775 mm et une température moyenne de 9,2°C.

Ce tronçon possède 6 bassins d'orage. Il s'agit des bassins de Rosière, Bierges, Lauzelle, Corroy, Orbais et Thorembais (recensement des bassins avec localisation précise en annexe 3).

Ils sont tous de type ouvert (avec entrée et sortie d'eau) et en circuit (avec passage dans le bassin).

Plus particulièrement, le B.O. de Rosière est quasi entièrement naturel (une digue bétonnée), de faible capacité ($\pm 1250 \text{ m}^3$) mais aucun problème particulier n'a été soulevé sauf la canalisation de sortie partiellement détruite. Notons qu'il est enclavé dans une propriété privée sans accès aisé et qu'aucune eau n'y séjournait lors de nos visites.

Le B.O. de Lauzelle a une capacité plus grande ($\pm 3560 \text{ m}^3$) pour un bassin versant de 468750 m^2 comprenant 1,5 km d'autoroute, des berges bétonnées et un fond naturel. Il a fait l'objet de 3 études concernant son fonctionnement hydrologique et écologique (Grauwels, 1977 ; De Backer, 1978 et G.E.A., 1982).

Le B.O. de Bierges (2970 m^3 et berges bétonnées) se situe dans un contexte particulier. La disposition des canalisations provenant de l'autoroute (longueur concernée de 1,2 km) est telle qu'aucune eau d'origine routière n'y transite. Les canalisations sont donc rapidement saturées et cela entraîne des inondations en aval. L'eau alimentant le bassin provient du bassin versant naturel et constitue un apport permanent.

Le B.O. de Corroy possède une grande capacité ($\pm 9720 \text{ m}^3$), un fond naturel et des berges bétonnées. Aucun problème hydrologique n'est constaté vu le surdimensionnement, la présence d'une masse d'eau importante (hauteur de $\pm 35 \text{ cm}$) suppose une dilution suffisante des pollutions d'origine routière pouvant y parvenir.

N'oublions pas le bassin d'Orbais, il sera décrit ultérieurement car il a été sélectionné (cf. III.1.1.)

Le B.O. de Thorembais est également surdimensionné avec une capacité atteignant $\pm 24275 \text{ m}^3$. Aucun problème quant à la qualité des eaux n'a été soulevé, la hauteur moyenne de celle-ci étant de 40 cm. Nous avons observé des vases de couleur noire, peut-être dues à des apports organiques du bassin versant.

Tronçon Thorembais – Wellin

Les terrains traversés sont de type primaire (silurien, dinantien, houiller, dévonien inférieur et moyen) correspondant à des sols plus calcaires, composés de limons avec débris rocheux, de limons, sables et argiles de décalcification ainsi que de limons superficiels et débris schisteux en Famenne.

Les grands réseaux hydrographiques traversés sont ceux de la Meuse, du Bocq, de la Lesse et de la Wimbe.

Les paysages possèdent des caractéristiques plus boisées, ayant toujours une partie composée de prairies et dans une moindre mesure de cultures.

Le climat se caractérise par une pluviométrie moyenne annuelle de 880 mm et une température moyenne de 8,1°C.

Au niveau des retenues d'eau, nous avons recensé 11 bassins sur ce tronçon (recensement des bassins avec localisation précise en annexe 3). Il s'agit des B.O. de St-Germain, Daussoulx, Champion, Courrière, Achêne 1, 2 et 3, Wanlin 1 et 2 et Lavaux-Ste-Anne.

Excepté le bassin d'Achêne 3 fermé, ils sont tous de type ouvert. Les 4 premiers sont hors circuit, tous les autres étant en circuit.

Le B.O. de St-Germain a une capacité de $\pm 1200 \text{ m}^3$ pour un bassin versant de 37,5 ha comprenant une longueur d'autoroute de 765 m. Il possède des berges bétonnées et un fond naturel. Il se trouvait à sec lors de notre visite. Une étude le concernant fut réalisée par Limet en 1982.

Le B.O. de Courrière est entièrement naturel excepté une digue en tunage, de capacité faible ($\pm 800 \text{ m}^3$). Il est rempli d'une eau claire sur une profondeur de 0,5 à 1 m, alimenté en continu par des eaux de petits ruisseaux ou de sources et utilisé comme réserve d'eau pour l'arrosage de la pépinière du MET.

Le B.O. d'Achêne 2, quant à lui, est de type entièrement naturel, limité par une digue. Il est constitué d'une zone humide boisée sans limitation précise, alimentée par le bassin versant et l'E411 mais ne présentant que de faibles étendues d'eau.

Le B.O. d'Achêne 3 est également entièrement naturel (berges boisées abruptes), il semble surdimensionné avec une superficie de $\pm 2620 \text{ m}^2$. Ses caractéristiques essentielles sont qu'il soit de type fermé, alimenté en continu et présentant des problèmes d'infiltrations.

Le B.O. de Wanlin 1 est sans doute le plus petit avec une capacité d'environ 100 m^3 . Il est entièrement naturel et ne reçoit des eaux que du bassin versant naturel (bois et prairies). Notons que les eaux rejetées sont canalisées vers le bassin de Wanlin 2.

Le B.O. de Wellin, le dernier, est entièrement naturel mais recouvert d'un géotextile dans le but de protéger la nappe phréatique (ancienne zone de captage de la ville de Rochefort).

Les bassins de Daussoulx, Champion, Achêne 1, Wanlin 2 et Lavaux-Ste-Anne seront décrits au III.1.1.

III.1.1. Bassins étudiés

Après ce recensement complet des bassins d'orage, il a fallu sélectionner un nombre limité de sites afin d'en étudier plus précisément le fonctionnement écologique. Ce choix a tenu compte de différents paramètres. Il était essentiel de répondre à la demande du MET et donc de choisir des bassins présentant des problèmes de fonctionnement. Différents types d'ouvrages devaient aussi être sélectionnés, bassins en circuit et hors circuit, bétonné et naturel, ancienne et nouvelle conceptions dans l'espoir de comparer les fonctionnements. L'origine des apports en eau a été prise en compte pour représenter au mieux les différents cas de figure recensés, à savoir les ruissellements d'origine routière seuls, des apports communs avec un bassin versant naturel ou agricole, ou le rejet d'eaux usées domestiques transitant par le bassin. Nous avons également privilégié les bassins faciles d'accès en vue des nombreux échantillonnages à réaliser.

La localisation de ces bassins se trouve sur la figure 17.

III.1.1.1. Bassin d'orage de Orbais

Ce bassin (figure 18) a été construit en 1978, peu après la mise en service du tronçon correspondant (1974). Il fait partie du bassin versant du ruisseau de l'Orbais lui-même affluent de la Gette et draine une longueur d'autoroute d'environ 950 m.

Il est de type en circuit et ouvert. Au niveau dimensions, sa longueur varie entre 85 et 101 m, sa largeur vaut 17 à 60 m suivant le côté mesuré. Sa superficie est donc de $\pm 3450 \text{ m}^2$ pour une capacité de $\pm 6900 \text{ m}^3$. Les berges sont bétonnées et d'une hauteur d'environ 2 m, le fond du bassin est naturel excepté une banquette périphérique bétonnée (1,5 m de large).

Si nous regardons les ouvrages d'entrée et de sortie, l'alimentation en eau, provenant de l'E411 et du bassin versant agricole, se fait via une buse ARMCO de 1,5 m de diamètre (\emptyset), quant à la sortie, l'eau traverse en double pertuis bétonné (figure 18) et coule dans un fossé naturel jusqu'au ruisseau d'Orbais.

Nous avons choisi ce bassin car il présente un plan d'eau constant d'une profondeur de 10 à 40 cm dont l'utilité peut être démontrée. L'accès pour les prélèvements est relativement aisé. L'étude de la pollution saisonnière en sels de déneigement nous semblait réalisable sur ce bassin parce qu'en période de précipitations, les apports et rejets en eau étaient permanents, il ne présentait qu'une seule entrée et une seule sortie à surveiller et le plan d'eau pouvait jouer un rôle important dans l'épuration.

La présence de nombreux atterrissements était intéressante pour l'étude de l'efficacité du bassin au niveau de la décantation des matières en suspension et de la qualité des sédiments accumulés. Il était intéressant également de cerner les effets de l'apport d'un bassin versant agricole au sein du bassin et de son fonctionnement. Le site, de par la présence continue d'eau et d'atterrissements, paraissait adéquat pour une évaluation de la colonisation végétale et animale pouvant intervenir dans l'efficacité du bassin.

III.1.1.2. Bassin d'orage de Daussoulx

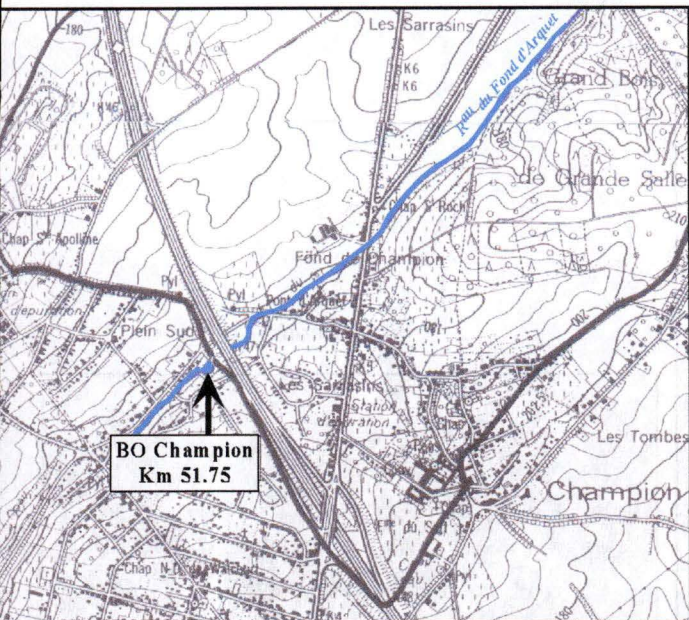
Nous le présentons à la figure 19. Il fut également construit peu après (1976) la mise en service du tronçon correspondant date de 1973. Il est partie intégrante du bassin versant du ruisseau du Frizet et draine un secteur de l'E411 de $\pm 960 \text{ m}$.

Il s'agit d'un bassin hors circuit et ouvert, c'est le ruisseau qui l'alimente en eau, le longe et en reçoit les rejets. Le B.O. a une longueur de $\pm 70 \text{ m}$ pour une largeur de $\pm 43 \text{ m}$, ce qui représente une superficie d'environ 3010 m^2 . Sa capacité est estimée à 7520 m^3 au vu des berges naturelles de $\pm 2,5 \text{ m}$ de hauteur. Le fond est également naturel.

Son alimentation se fait via une canalisation bétonnée avec dérivation vers le B.O. et la sortie est constituée d'un simple tuyau de $\emptyset 0,5 \text{ m}$. Il reçoit des eaux provenant de l'E411, du bassin versant naturel essentiellement agricole et de rejets domestiques. Le ruisseau du Frizet est l'exutoire naturel des eaux usées de plusieurs lotissements du village de Daussoulx.

Nous avons décidé d'étudier le fonctionnement de ce bassin car il présentait un genre différent d'utilisation (hors circuit) avec un plan d'eau constant d'une profondeur d'au moins 0,35 m, et donc un fonctionnement différent. Les effets de rejets d'eaux usées au niveau de l'efficacité nous semblaient intéressants. Des études plus précises comme celle des abattements en sels n'ont pas été effectuées car le B.O. présentait un fonctionnement hors circuit impliquant une séparation des flux polluant. En ce qui concerne les sédiments, les analyses de quantité et de qualité étaient impossibles vu la difficulté d'accès (berges abruptes, profondeur d'eau) et du type hors circuit limitant les apports d'eau et de particules.

localisation



Extrait carte IGN 1/10.000 (échelle modifiée)

Vue générale - mars 2000



Schéma

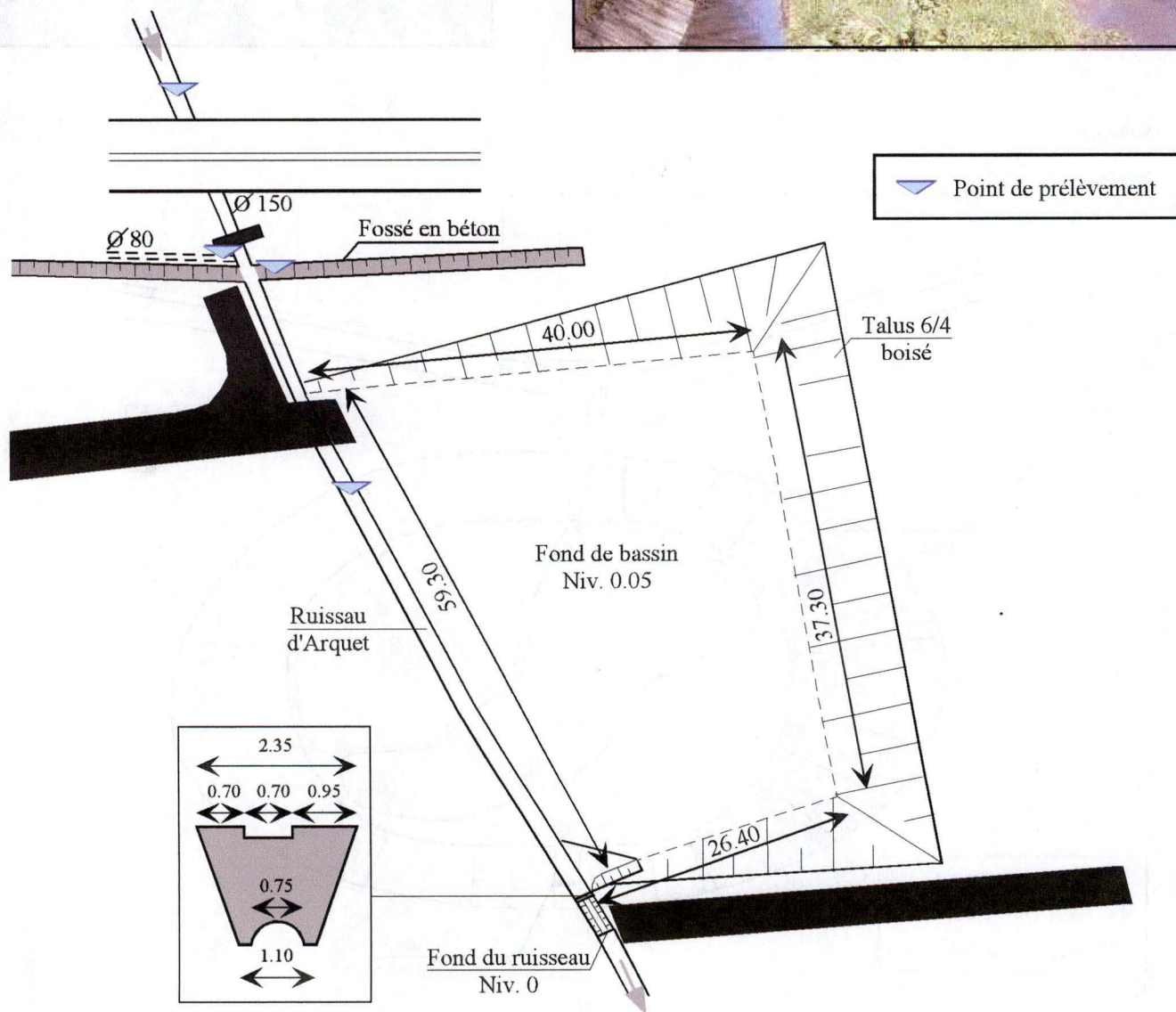


Figure 20: Bassin d'orage de Champion.

III.1.1.3. Bassin d'orage de Champion

Ce bassin (figure 20) fut construit un an plus tôt que celui de Daussoulx et concerne le même secteur d'autoroute mis en service. Il se situe au sein du bassin versant du ruisseau d'Arquet (5,94 km² de bassin versant) et draine une partie des eaux provenant de l'E411 (2,2 km) et de l'E42 (1,1 km).

Il présente également un fonctionnement hors circuit et est de type ouvert. Sa superficie est de ± 1767 m². Les 3 berges limitant le bassin ont des longueurs variant de 26 à 40 m, le ruisseau le longe dans une canalisation bétonnée sur une distance d'environ 60 m. Il est de type naturel et les versants sont boisés.

L'alimentation du bassin est diversifiée. Il reçoit le ruisseau d'Arquet par un tuyau de $\varnothing 1,5$ m, un autre tuyau de $\varnothing 0,8$ m apporte de l'eau de l'E411. Il y a également 2 canalisations bétonnées mais une seule (de droite face à l'E411) amène de l'eau provenant de l'échangeur de Champion, ainsi que des eaux usées des lotissements à proximité de cet échangeur. La sortie est constituée d'un déversoir qui rejette dans le ruisseau. Les eaux qui alimentent ce bassin ont donc plusieurs origines, l'E411, l'E42 après passage de ces eaux au sein du B.O. de Cognelée, le ruisseau d'Arquet. Il faut noter que le ruisseau en amont du bassin sert également d'exutoire pour les eaux usées domestiques de lotissements des villages de Cognelée et Champion.

Nous avons choisi ce bassin parce qu'il fonctionnait également en hors circuit mais ne présentait pas de plan d'eau permanent en son sein. Nous avons même constaté une mauvaise utilisation du B.O. avec peu de déversement du ruisseau vers le bassin entraînant en aval des problèmes d'inondations de terrains. La complexité du mélange d'eaux d'origines différentes nous paraissait intéressante à analyser. De plus, ce bassin faisait l'objet de plaintes concernant des dégagements d'odeurs et des inondations.

III.1.1.4. Bassin d'orage d'Achène 1

Ce bassin (figure 21) fut construit 2 ans après la mise en service du tronçon concerné en 1979.

Il s'agit d'un bassin en circuit et ouvert. Sa forme ovale ne nous a pas permis de mesurer la longueur des berges mais à partir de son périmètre (± 170 m), nous avons estimé sa superficie, d'une valeur d'environ 2090 m². Le fond du B.O., ainsi que la moitié des berges est (sont) bétonné(es), ces berges ont une hauteur de 3 à 7 m. Le fond est recouvert d'une certaine hauteur de terre permettant l'implantation de végétaux.

Du point de vue alimentation en eau, les apports concernent une partie de l'E411 (400 m) et le bassin versant naturel. L'ouvrage d'entrée est constitué de 2 tuyaux de $\varnothing 0,6$ m recevant des eaux d'origine routière par 2 fossés bétonnés et des eaux du bassin versant via une buse ARMCO située sous l'autoroute. Il faut noter que cette arrivée d'eau s'est toujours avérée à sec, nous pouvons donc supposer que le B.O. ne recevrait que des eaux d'origine routière.

La sortie est composée d'un pertuis à vanne coulissante interne présentant une ouverture de 4 cm, suivie d'un tuyau bétonné externe de $\varnothing 1,2$ m. L'exutoire est un fossé bétonné que nous avons toujours retrouvé à sec.

Ce bassin présente une colonisation végétale très importante (figure 21) et peut être recouvert d'eau jusqu'à une hauteur de 30 à 45 cm. Ce plan d'eau n'est pas permanent excepté au niveau de l'entrée du bassin où une faible quantité d'eau semble y séjourné en permanence, creuse la terre et s'écoule lentement vers l'intérieur du bassin.

Nous avons choisi ce bassin au vu de ses caractéristiques techniques et naturelles, des apports essentiellement autoroutiers, de la colonisation végétale.

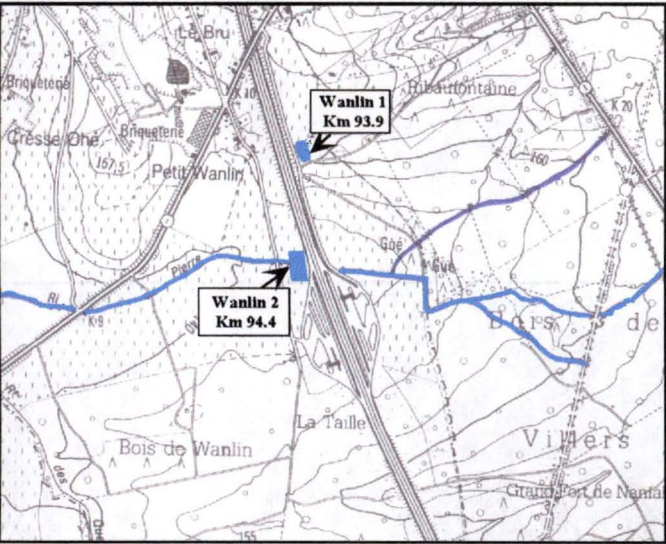
Des études plus précises concernant l'efficacité du B.O. dans l'épuration des eaux après salage ne sont pas réalisables, l'ouvrage de sortie étant peu sollicité. En ce qui concerne les quantités de sédiment, la colonisation végétale importante et la difficile distinction entre sol et sédiment, sont des facteurs perturbant les prospections de terrains.

III.1.1.5. Bassin d'orage de Wanlin 2

Sa construction date de 1983, date de la mise en service du tronçon correspondant. Ce bassin (figure 22) fait partie du bassin versant d'un affluent de la Lesse, le ruisseau de Biran, classé en zone salmonicole.

Il est de type en circuit et ouvert, ses berges sont naturelles et le fond l'est également. Il a une longueur de ± 100 m pour une largeur de ± 50 m, sa superficie avoisine donc les 5000 m².

Localisation



Extrait carte IGN 1/10.000 (échelle modifiée)

Vue côté E411 - fév. 2000



Plan

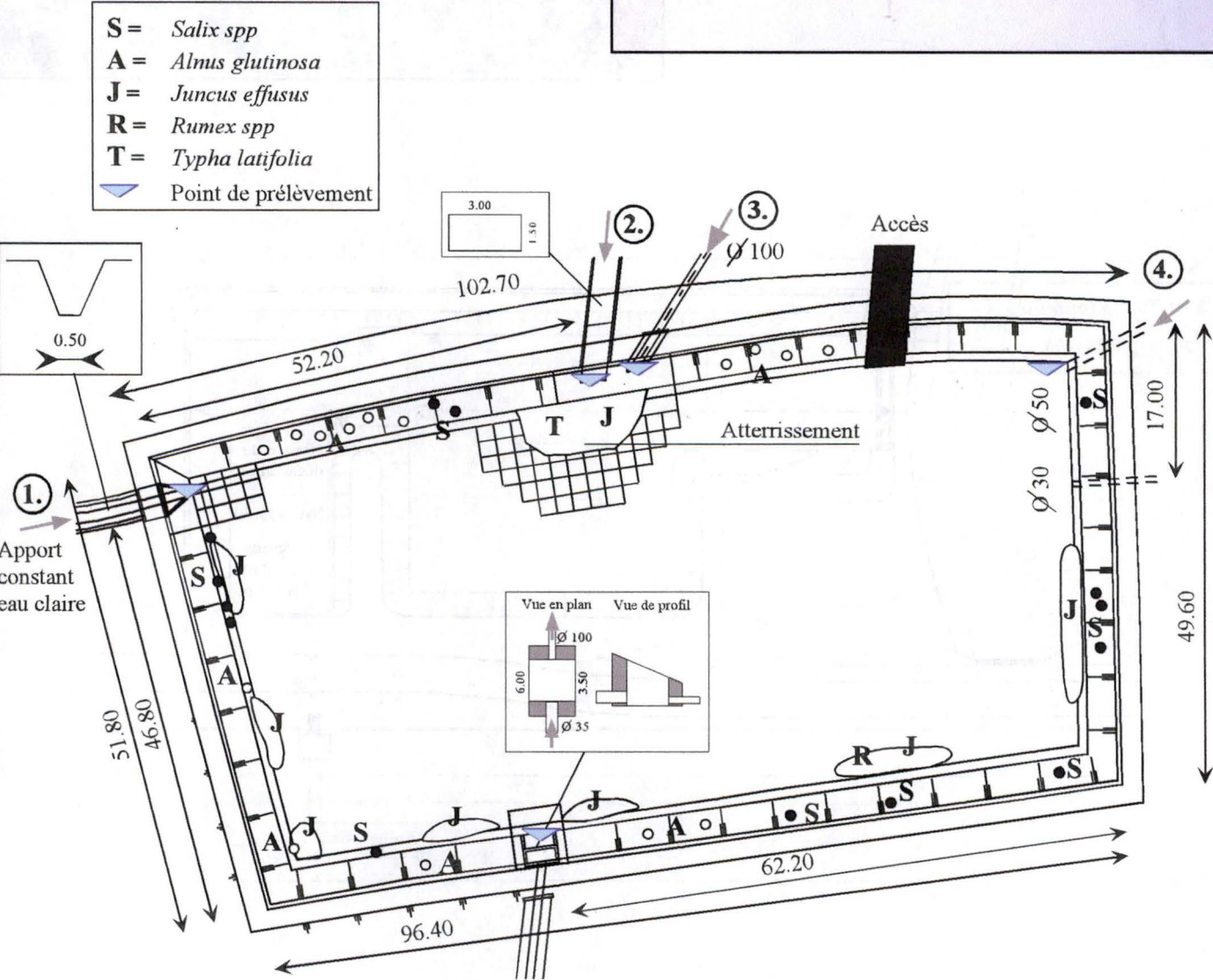


Figure 22 : Bassin d'orage de Wanlin 2.

Son alimentation en eau est complexe, nous avons recensé 4 entrées d'eau pour ce bassin (figure 22). L'entrée 1 est un fossé bétonné qui transporte les eaux en provenance du B.O. de Wanlin 1. Cet apport semble régulier et correspond à un bassin versant agricole. L'entrée 2 est formée d'un puits bétonné qui concentre les eaux du bassin versant naturel essentiellement boisé (côté gauche de l'E411) et dont les apports, suivant les précipitations, peuvent être importants. L'entrée 3 est un tuyau bétonné de Ø 1 m qui semble apporter en continu des eaux d'origine autoroutière. Quant à l'entrée 4, les eaux sont transportées par un tuyau de Ø 0,5 m et proviennent d'une station d'épuration, celle-ci recevrait les eaux usées du restaurant et du parking adjacents. La sortie est constituée d'un déversoir à double étage et les eaux sont rejetées dans le Ri St-Pierre qui se jettera dans le ruisseau des Ouaves.

Nous avons choisi ce bassin en cours d'étude, le G.I.R.E.A. avait décidé d'y analyser les différentes arrivées d'eau, ainsi que le rôle du bassin dans l'abattement de certaines pollutions. Nous avons donc réalisé les analyses physico-chimiques des eaux sur ce site. La complexité des apports semblait être intéressante, la capacité de dilution de par la présence permanente d'eau dans le B.O. pouvait aussi être estimée. L'analyse du fonctionnement dans de telles circonstances nous paraissait intéressante dans le cadre de l'utilisation plurifonctionnelle des bassins.

III.1.1.6. Bassin d'orage de Lavaux-Ste-Anne

C'est le B.O. le plus jeune, il fut construit en 1988. Il a été conçu selon un nouveau schéma, comportant 3 parties (figure 23) : une partie de décantation ou dessablage, une zone de lagunage intermédiaire plantée de *Typha latifolia* et une partie de stockage.

Il est partie intégrante du bassin versant de la Wimbe. Pour une longueur de ± 75 m et une largeur de ± 30 m, sa superficie équivaut à environ 1600 m².

Il s'agit d'un bassin en circuit et ouvert. La partie 1 (sous-bassin de dessablage) possède un fond et des berges bétonnés, quant aux parties 2 (lagune à *Typha*) et 3 (bassin de stockage), elles sont de type naturel. Notons la présence d'une dalle d'accès en béton, dans la partie 3, au niveau de l'ouvrage de sortie. Les dimensions exactes de ces différentes parties se trouvent sur la figure 23.

L'alimentation en eau ne concerne que les apports d'origine autoroutière. L'entrée est constituée d'un puits avec une chambre de visite comportant une entrée directe vers le B.O. ou la possibilité d'un court-circuitage vers la Wimbe. La sortie est formée d'un déversoir à plusieurs étages composée de 3 ouvertures de Ø 20 cm. L'exutoire de ce bassin est la Wimbe.

L'analyse du fonctionnement d'un B.O. de ce type nous semblait importante dans le cadre de comparaison entre les anciens ouvrages et les constructions plus modernes. Le rôle de la zone de lagunage, par l'utilisation de végétaux, jouait également au niveau du choix de ce site, ainsi que l'apport d'eau uniquement d'origine routière. Le fonctionnement des différentes parties sera aussi analysé au niveau des sédiments pour en déterminer le rôle. Nous avons cependant constaté des problèmes, liés à l'infiltration des eaux dans la partie 3 du bassin ne remplissant pas sa fonction de stockage (et donc de dilution) et dans le manque d'utilisation de l'ouvrage de sortie.

III.2. Analyses

Les analyses ont pour objectif d'évaluer le rôle des bassins d'orage quant à l'abattement des pollutions et à la protection des cours d'eau récepteurs.

III.2.1. Analyses physico-chimiques des eaux

Différents types de pollution sont à analyser :

- la pollution hivernale par les sels de déneigement (NaCl),
- la pollution chronique par les matières en suspension (MES),
- la pollution chronique par les métaux lourds (Cd, Zn),
- la pollution organique due à des apports extérieurs à l'autoroute (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , P_{tot} , DCO,...).

III.2.1.1. Paramètres

Les paramètres choisis permettront de caractériser le type d'eau auquel nous avons à faire, ensuite de déterminer le niveau de pollution et, enfin, de déceler une éventuelle contamination par certains métaux lourds.

a) Température

Ce paramètre est mesuré sur le terrain grâce au pH-mètre WTW 323-A qui offre une fonction thermomètre avec une précision de $\pm 0.1^\circ\text{Celsius}$.

b) Potentiel hydrogène (pH)

Ce paramètre est mesuré sur le terrain grâce au pH-mètre WTW 323-A offrant une précision ± 0.01 pH.

c) Conductivité

Ce paramètre est mesuré sur le terrain grâce au conductivimètre WTW LF 91. L'unité de conductivité est le $\mu\text{S/cm}$.

d) Oxygène dissous

Ce paramètre est mesuré sur le terrain grâce à l'oxymètre YSI 58. La concentration en O_2 dissous est donnée en mg/l ou en pourcentage de saturation. Sa précision est de 0.1 mg/l

e) Matières en suspension (MES)

Ce paramètre est mesuré au laboratoire par la filtration d'un certain volume d'eau brute grâce à une pompe à vide. Les filtres en microfibres utilisés sont de type GF/C de 47 mm de \varnothing .

La concentration en mg/l est calculée à partir de la différence entre les poids, en mg, de filtres séchés avant et après filtration rapportée au volume d'eau filtré en litre.

f) Azote inorganique dissous : Ammoniaque (NH_4^+)

Ce paramètre est mesuré au laboratoire par méthode spectrophotométrique sur échantillons d'eau filtrée (H.M.S.O., 1981 dans Descy J.-P., 1989). Une courbe d'étalonnage est réalisée avec une solution de chlorure d'ammonium pour des concentrations de 0, 0.25, 0.5, 0.75 et 1 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{l}$.

g) Azote inorganique dissous : Nitrites (NO_2^-)

Ce paramètre est mesuré au laboratoire par dosage colorimétrique sur échantillons d'eau filtrée (A.P.H.A., 1992). Une courbe d'étalonnage est réalisée avec une solution de nitrite de potassium pour des concentrations de 0, 20, 40, 80, 120, 160 et 200 $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{l}$.

h) Azote inorganique dissous : Nitrates (NO_3^-)

Ce paramètre est mesuré au laboratoire par dosage colorimétrique sur échantillons d'eau filtrée (A.P.H.A., 1992). Une courbe d'étalonnage est réalisée avec une solution de nitrate de potassium pour des concentrations de 0, 1, 2, 3, 4, et 5 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$.

i) Ortho-phosphates (SRP ou PO_4^{--})

Ce paramètre est mesuré au laboratoire par dosage colorimétrique sur échantillons d'eau filtrée (Golterman H.L., Clymo R., 1969 dans Descy J.-P., 1989). Une courbe d'étalonnage est réalisée avec une solution de dihydrogénophosphate de potassium pour des concentrations de 0, 50, 125, 250 et 500 $\mu\text{g P-PO}_4^{--}/\text{l}$.

j) Phosphore total (P_{tot})

La concentration en phosphore total est la résultante de l'addition des quantités d'ortho-phosphates dissoutes, obtenues par la méthode ci-dessus (cf. ortho-phosphates) et des quantités de phosphore particulaire contenues sur filtre microfibre GF/C (47 mm de Ø) après passage d'un volume d'eau brute connu (Wetzel R.G., Likens G.E., 1979 dans Descy J.-P., 1989). Une courbe d'étalonnage est réalisée avec une solution de dihydrogénophosphate de potassium pour des concentrations de 0, 250, 500, 750 et 1000 $\mu\text{g P-PO}_4^{--}/\text{l}$.

k) Cations (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ et K^+)

Ces paramètres sont mesurés au laboratoire de l'U.R.B.V. (FUNDP) par spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A.) sur des échantillons d'eau filtrée fixés par de l'HCl 20% (0.5 ml/100ml) (A.P.H.A., 1992). Les concentrations en cations sont données en mg/l.

Les seuils limite de détection sont, pour le calcium : 0.003 mg/l, pour le magnésium : 0.0005 mg/l, pour le sodium : 0.002 mg/l et pour le potassium : 0.005 mg/l.

l) Alcalinité

La mesure est réalisée par titrage avec un acide fort dilué (HCl 0,02N) en présence d'un indicateur virant à pH 4,5. L'alcalinité totale correspond à la quantité d'acide ajoutée pour obtenir le virage de l'indicateur (A.P.H.A., 1992). Elle s'exprime en méq/l ou en mg/l CaCO_3 .

m) Sulfates (SO_4^{--})

Ce paramètre est mesuré au laboratoire par méthode turbidimétrique sur échantillons d'eau filtrée (A.P.H.A., 1965 dans Descy J.-P., 1989). Une courbe d'étalonnage est réalisée avec une solution de sulfate de sodium anhydre pour des concentrations de 0, 5, 10, 15, 25, 30 et 40 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$.

n) Chlorures (Cl^-)

Ce paramètre est mesuré au laboratoire par titrage au nitrate de mercure en présence de diphénylcarbazone sur échantillons d'eau filtrée (H.M.S.O., 1981 dans Descy J.-P., 1989). La concentration en chlorures est donnée en mg/l.

o) Demande chimique en oxygène (DCO)

Ce paramètre est mesuré par méthode en reflux fermé et colorimétrie sur échantillons d'eau brute (A.P.H.A., 1992). Une courbe d'étalonnage est réalisée avec une solution d'hydrogénophthalate de potassium pour des concentrations de 0, 50, 100, 125 et 150 mg O_2/l . L'agent oxydant utilisé est une solution de réaction pour la détermination de la DCO commercialisée par la firme Hach (références : tubes DCO 0-150 mg/l, PKG/25, lot A9328), sous forme de tube à essai prêt à l'emploi et directement lisible par un spectrophotomètre.

p) Métaux lourds (zinc et cadmium)

Vu la possibilité d'effectuer l'analyse du Zn et du Cd au laboratoire de l'U.R.B.V. (F.U.N.D.P.) par spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A.) sur des échantillons d'eau filtrée fixés par de l'HCl 20% (0.5 ml/100ml) (A.P.H.A., 1992), nous avons voulu avoir une idée des concentrations en métaux dans les eaux. Ce paramètre sera surtout analysé au niveau des sédiments.

Les seuils de détection limites sont, pour le cadmium : 0.032 mg/l et pour le zinc : 0.005 mg/l.

III.2.1.2. Prélèvements

L'échantillonnage est réalisé de manière à connaître la qualité de l'eau qui pénètre dans le bassin d'orage, qui y séjourne et qui s'évacue vers le réseau hydrographique.

Nous aurions dû donc effectuer au minimum 3 prélèvements pour chacun des bassins, mais les caractéristiques propres à chaque bassin nous obligent à modifier ce nombre en fonction de certains paramètres comme :

- absence d'évacuation d'eau vers le milieu extérieur (infiltration, exutoire obstrué...),
- absence d'eau au sein du bassin (infiltration, évaporation...),
- présence de plusieurs entrées d'eau.

Il s'agit de prélèvements ponctuels réalisés au moyen de simples bouteilles en plastic de 1,5 litres plongées dans l'eau. Nous avons relevé un seul échantillon par site de prélèvement.

Dans le cadre de cette caractérisation, nous avons réalisé 2 campagnes de prélèvement :

- la première campagne (hiver) a été effectuée en 2 jours : le 10 décembre 1999 (pour Orbais, Daussoulx et Champion) et le 22 février 2000 (pour Achène 1, Wanlin 2 et Lavaux). Le tableau XXX reprend les dates, les paramètres analysés ainsi que les mesures.
- la seconde campagne (été) a été effectuée en 1 jour : le 06 juin 2000 pour l'ensemble des bassins. Le tableau XXXI reprend les dates, les paramètres analysés ainsi que les mesures.

Nous avons choisi de faire 2 campagnes car les données physico-chimiques obtenues sont, en fait, les résultantes des éléments constitutifs du milieu à un moment précis. L'interprétation sera donc délicate. N'oublions pas que ces milieux sont soumis à des bouleversements brutaux, conséquences des événements météorologiques pouvant entraîner des ruissellements de diverses intensités.

La localisation précise des différents prélèvements effectués au cours des 2 campagnes est représentée sur les figures descriptives des différents bassins d'orage (figures 18 à 23).

A Orbais (figure 18), nous avons réalisé 3 prélèvements lors des campagnes. Ils se situent au niveau de la canalisation d'entrée, au centre du bassin et au niveau du puits de sortie.

Pour le bassin de Daussoulx (figure 19), nous avons prélevé à 3 endroits différents, au niveau de la canalisation bétonnée pénétrant dans le B.O., dans le coin opposé à la sortie et à l'exutoire du tuyau de sortie. Une exception a eu lieu lors de la campagne d'hiver, le tuyau de sortie était complètement obstrué, nous n'avons donc pu prélever à cet endroit.

Au niveau de Champion (figure 20), nous avons lors de la première campagne (hiver) effectué 2 prélèvements, l'un environ 50 m en amont du passage sous l'autoroute, l'autre au niveau du B.O., en aval de l'autoroute, notre objectif étant de déterminer les apports autoroutiers. Lors de la campagne d'été et après l'analyse de celle d'hiver, nous avons voulu préciser les différents apports des canalisations arrivant à l'entrée du bassin, 4 prélèvements furent réalisés : le premier toujours en amont de l'E411, le second au niveau du tuyau amenant les eaux directement de l'autoroute, le troisième dans la canalisation bétonnée provenant de l'échangeur et des lotissements proches et le dernier dans le ruisseau au niveau du B.O. La 3^{ème} canalisation et le B.O. étaient à sec.

Les prélèvements effectués au bassin d'Achène 1 (figure 21) étaient au nombre de 2 par campagne, l'un à l'entrée du B.O. sous l'arrivée des eaux des 2 canalisations d'entrée, l'autre dans le bassin à proximité immédiate du puits de sortie. Le manque d'utilisation de ce dernier a empêché l'échantillonnage des rejets vers l'extérieur.

Pour le bassin de Wanlin 2 (figure 22) : lors de la campagne d'hiver, nous avons prélevé des eaux apportées au niveau des 4 entrées du B.O. et également au niveau du puits de sortie. En été, nous n'avons pas pu rééditer l'échantillonnage complet de toutes les arrivées d'eau, l'entrée 2 provenant du bassin versant boisé n'alimentait pas le bassin en eau. Seulement 4 prélèvements ont donc été réalisés, les 3 entrées restantes et la sortie.

Deux prélèvements ont été effectués lors des campagnes à Lavaux-Ste-Anne (figure 23). Le premier a été fait dans la partie 1 (sous-bassin de dessablage) présentant un plan d'eau permanent (les apports à l'entrée étant discontinus). Le second fut pris au niveau de la dalle bétonnée, légèrement abaissée par rapport au reste de la partie 3 du B.O. Aucun prélèvement n'a pu être effectué à la sortie vu le manque d'utilisation de l'ouvrage.

III.2.1.3. Pollution hivernale par les sels de déneigement

Une campagne d'hiver fut effectuée au bassin d'Orbais du 17/02/00 au 21/02/00, période caractérisée par des gelées nocturnes, par l'application de fondant routier (exclusivement du NaCl), par des journées permettant le dégel et parfois ponctuées d'averses.

L'objectif était de déterminer les apports et les rejets en sels de déneigement pour obtenir l'efficacité du bassin dans l'abattement de la pollution saisonnière.

Etant donné que nous ne disposons pas d'échantillonneurs automatiques, nous avons décidé d'établir une corrélation entre la conductivité, que nous pouvions mesurer à l'aide d'une sonde multi-paramètres, et les concentrations en chlorures.

Pour cela, nous avons disposé, à l'entrée du bassin, une multi-sonde Database® 4 (Hydrolab) programmée pour mesurer, toutes les 15 minutes, la conductivité des eaux pénétrant dans le bassin, d'autres paramètres comme le pH, la température, le pourcentage d'oxygène dissous et sa concentration sont enregistrés.

Afin d'évaluer les rejets en sels, la conductivité fut mesurée à la sortie, aux mêmes intervalles de temps, grâce à un conductivimètre portable, préalablement calibré sur la sonde. L'inconvénient majeur étant la présence obligatoire de l'opérateur durant les 5 jours de mesure, cet impératif n'a pas été entièrement respecté.

Ensuite, nous avons réalisé, au laboratoire, une corrélation entre les paramètres conductivité et concentration en chlorure.

Cette corrélation a été effectuée sur un échantillon d'eau (200 ml) prélevé à l'entrée du bassin lors de la campagne de caractérisation des eaux, afin d'obtenir les éléments dissous correspondant au « bruit de fond » mesuré par le paramètre conductivité, c'est-à-dire sans l'effet des sels sur la conductivité.

A partir de cet échantillon, nous avons ajouté des concentrations connues de Cl^- , à savoir : 0, 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5 et 3 g/l, et mesuré la conductivité grâce au conductivimètre portable, cela en tenant compte de la dilution finale.

Une droite de corrélation a ainsi été obtenue, à partir de laquelle, nous pouvons évaluer les quantités maximales de chlorure, et donc de sels, transitant par le bassin.

Des prélèvements ponctuels ont été effectués à différents moments de cette campagne :

- 7 à l'entrée et à la sortie, le 17/02 à 14h30 et à 20h15, le 18/02 à 14h00, le 19/02 à 12h00, le 20/02 à 10h50 et à 19h00, le 21/02 à 12h00 ;
- 1 dans le fossé de drainage des eaux du bassin versant précédant l'autoroute, le 20/02 à 10h00 (témoin).

Une analyse des paramètres physico-chimiques a été réalisée sur ces échantillons dans le but d'offrir une confirmation des mesures de conductivité et de concentration en Cl^- .

Nous avons également réalisé une estimation des débits entrant et sortant du bassin. L'objectif sera de déterminer les flux de sels au sein du bassin, ce qui permettra de connaître l'abattement de la pollution, ainsi que le temps de séjour des masses d'eau.

L'estimation de ces débits s'est effectuée à l'aide du Modèle Hydrologique Maillé (Unité de Génie Rural, U.C.L.) utilisé sous forme de logiciel. Ce modèle prend en compte, pour déterminer les débits, la superficie du bassin versant, l'occupation du sol, les pentes, les coefficients de ruissellements dépendant des différents sols, l'intensité et la durée des précipitations.

Pour confirmer cette estimation, des mesures de hauteur d'eau, au niveau de la canalisation d'entrée et du puits de sortie, ont été réalisées au moyen d'une latte graduée.

A partir de ces mesures, nous pouvons calculer les débits correspondants à l'aide de ces 2 formules (Chow V, 1959) :

Pour la canalisation d'entrée : $Q \text{ (m}^3/\text{s)} = C \times \sqrt{I} \times \sqrt{(S^3/P)}$
 $C = \text{coefficient de Chezi (rugosité)} = 1/n \times R^{1/6}$
 $R = \text{rayon hydraulique} = S/P$
 $n = \text{coefficient de Manning (matériaux)} = 0.02$
 $I = \text{pente} = 0.02$
 $S = \text{section mouillée} = r^2/2 \times (\mu - \sin\mu)$
 $P = \text{périmètre mouillé} = \mu \times r$
 $r = \text{rayon de la canalisation}$
 $\mu = \text{angle de mouillage} = 180 + 2 \times \arcsin(H - r/r)$
 $H = \text{hauteur d'eau mesurée}$

Pour le puits de sortie : $Q \text{ (m}^3/\text{s)} = \Omega \times S \times \sqrt{(2 \times g \times H)}$
 $\Omega = (0.35 + (2/1000 \times H)) \times (1 + (S/B)^2)$
 $S = \text{surface mouillée} = r^2/2 \times (\mu - \sin\mu)$
 $B = \pi \times r^2$
 $r = \text{rayon de la canalisation}$
 $\mu = \text{angle de mouillage} = 180 + 2 \times \arcsin(H - r/r)$
 $H = \text{hauteur d'eau mesurée}$
 $g = 9,81$

Les résultats obtenus, pour l'estimation et les calculs, sont indiqués en m³/s.

III.2.2. Analyses des sédiments

L'analyse des sédiments, complémentaire à celle de l'eau, a pour objectif de préciser les caractéristiques d'un compartiment essentiel au bon fonctionnement du bassin.

Il s'avère utile, d'une part d'évaluer les quantités de matières sédimentées dans le bassin d'orage et, d'autre part d'analyser les concentrations en métaux lourds.

III.2.2.1. Quantités

L'analyse des quantités de sédiments est nécessaire afin d'évaluer le fonctionnement épuratoire du bassin, de déterminer une gestion appropriée en terme de curage (fréquence) et d'améliorations techniques ou biologiques du site.

Au regard des caractéristiques des 6 bassins étudiés, un choix semblait judicieux pour cette analyse.

Nous avons choisi, premièrement, le B.O. d'Orbais. Il présentait un fonctionnement en circuit supposant le passage obligé de toutes les particules sédimentables au sein du bassin. Son accès est facile, ses berges rectilignes, de pente assez douce, permettant un quadrillage relativement précis du bassin. La profondeur d'eau et de matériaux sédimentés semblait pratique pour un sondage manuel avec une latte graduée. L'implantation végétale, malgré sa présence, ne constitue pas une difficulté dans les mesures. De plus, nous avons constaté la présence de nombreux atterrissements supposant une accumulation élevée de sédiments et peut-être des problèmes de gestion.

Il nous paraissait intéressant de comparer ce premier bassin de conception traditionnelle avec le B.O. de Lavaux-Ste-Anne, plus récent, construit selon un schéma visant la séparation des fonctions au sein du bassin (dessablage, lagunage et stockage) : avec une partie 1 essentiellement basée sur la décantation des particules, la capacité de ce sous-bassin étant élevée, elle devrait augmenter le temps de séjour des masses d'eau avant le passage dans la zone de lagunage.

Elle permettrait, de par sa forme et sa profondeur, une stagnation des eaux facilitant le phénomène de décantation. De plus, nous savons que seules des eaux d'origine routière parviennent à ce bassin, ce qui nous permettrait d'évaluer les apports en matières décantables de l'autoroute.

L'objectif est de déterminer l'efficacité d'un tel ouvrage et les améliorations à y apporter.

Les quantités de sédiments ont été évaluées, par sondage manuel, à l'aide d'une latte graduée suivant un quadrillage des bassins avec des mesures tous les 5 mètres. Ces mesures permettent une évaluation approximative des quantités totales de sédiments et une cartographie des hauteurs pour l'ensemble du bassin. Ce sondage s'effectue à pied dans le bassin.

Les campagnes de terrains furent réalisées, à Orbais, le 27 mai 2000 et à Lavaux, le 7 juin 2000.

Il est important de noter qu'il nous a été très difficile de distinguer la couche superficielle de sédiments et du sol sous-jacent. Les données représentent donc la zone dans laquelle notre latte pouvait s'enfoncer sans résistance.

III.2.2.2. Qualité

Les métaux analysés sont le plomb, le zinc et le cadmium. Ce sont les métaux préférentiellement amenés par les apports autoroutiers et dont une part importante (de l'ordre de 80%) peut être adsorbée par les particules en suspension.

Nous avons décidé d'analyser les sédiments des 2 bassins d'orage choisis pour l'évaluation des quantités de matières sédimentables, à savoir les bassins d'Orbais et de Lavaux-Ste-Anne. Nous avons procédé à une analyse des métaux dans les sédiments présents dans ces 2 B.O. et dans celui de Champion (hors circuit) :

- pour le bassin d'Orbais, 2 prélèvements ont été réalisés, l'un dans la zone de l'axe entrée-sortie, l'autre dans la zone correspondant au centre du bassin. Ces échantillons sont obtenus par le mélange de sédiments provenant de 3 endroits différents de la zone choisie ;
- pour le B.O. de Champion, un seul échantillon a été prélevé ;
- dans le cas du bassin de Lavaux, l'idée de départ était de prélever un échantillon dans le premier bassin de dessablage, un second au niveau de la zone de lagunage et un dernier dans la troisième partie du bassin afin de séparer l'efficacité des différentes parties dans l'épuration. Seulement, sur le terrain, le premier bassin ne présentait qu'une couche de sédiment de quelques millimètres rendant impossible le prélèvement dans cette zone, 2 échantillons ont donc été relevés dans la zone de transition, ainsi que dans la zone de stockage.

Cette campagne fut effectuée le 27 mai 2000 à Orbais, le 7 juin 2000 à Lavaux et le 20 juin 2000 à Champion. L'échantillonnage a été réalisé grâce à une pelle et le mélange s'est fait dans un seau. Les sédiments sont ensuite placés dans un sac plastic à fermeture hermétique et envoyés au Cebedeau (Liège) pour analyse.

La technique d'analyse est la suivante : le dosage des métaux lourds présents dans les sédiments se fait par absorption atomique pour le cadmium (NFT 90-119 ; 1993), le zinc (EPA 3050 ; attaque) et le plomb (NFT 90-112 ; 1986).

III.2.3. Biodiversité

Nous avons choisi d'étudier, d'une part, la végétation au niveau de la colonisation du bassin et de son intégration paysagère, ainsi qu'au point de vue de son implication dans la lutte contre la pollution chronique par les métaux lourds. D'autre part, nous avons voulu tenter une approche de la diversité de la faune benthique rencontrée au sein des bassins, ainsi qu'une évaluation de l'impact des rejets d'eau des bassins au niveau des communautés d'invertébrés benthiques dans les milieux récepteurs.

III.2.3.1. Végétation

L'objectif de l'étude concernant la végétation est de voir le rôle de ces milieux au niveau de la biodiversité par un recensement des espèces végétales en présence et l'analyse des informations concernant leur écologie.

Nous avons également voulu évaluer le rôle des végétaux dans l'abattement de la pollution en métaux lourds au sein de B.O.

III.2.3.1.1. Recensement et cartographie

Nous avons effectué un inventaire des différentes espèces présentes au niveau du bassin, de ses berges et des terrains à proximité de celles-ci. Les campagnes de terrain et de détermination furent réalisées durant les semaines du 19 octobre 1999 et du 16 mai 2000 pour obtenir un panel représentatif des espèces.

Les déterminations ont été faites, sur place et au laboratoire, à l'aide de différents ouvrages :

- Le guide des fleurs sauvages (1997) de Fitter R., Fitter A. et Blaney M., édité chez Delachaux et Niestlé. 352p.
- Les arbres (1997) de Coombes J., édité chez Bordas. 320p.
- Arbres et arbrisseaux de la Belgique et du nord de la France (1999) de Debot L., édité par l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. 269p.
- Flore de la Belgique (1996) de Bastin B., De Sloover J. R., Evrard C. et Moens P., édité chez Artel. 359p.
- Espèces herbacées du bord des eaux (1989) de Dethioux M., édité par le Ministère de la Région Wallonne. 143p.
- Espèces ligneuses de la berge (1989) de Dethioux M., édité par le Ministère de la Région Wallonne. 80p.
- Espèces aquatiques des eaux courantes (1989) de Dethioux M., édité par le Ministère de la Région Wallonne. 72p.
- Nouvelle flore de la Belgique, du G.-D. de Luxembourg, du nord de la France et des régions voisines (1999) de Lambinon J., De Langhe J.-E., Delvosalle L. et Duvigneaud J., édité par le Jardin Botanique National de Belgique. 1092p.
- Flore forestière française, tome 1 : plaines et collines (1999) de Dumé G., Mansion D. et Rameau J.-C., édité

Une représentation schématique des zones de végétation au sein du bassin et de ses berges a été réalisée grâce au logiciel Canvas 6.0. Elle montrera l'occupation de l'espace par les différentes espèces en présence. Elle nous permettra une approche du fonctionnement de ces différents milieux à l'aide de l'écologie connue des végétaux macrophytiques.

La biodiversité végétale sera évaluée par l'analyse de la diversité des essences présentes sur les différents sites en fonction des caractéristiques techniques et naturelles des bassins.

III.2.3.1.2. Concentration en métaux lourds

L'analyse des concentrations en métaux dans les végétaux a pour but de déterminer le rôle rendu par ces plantes dans l'abattement de la pollution métallique, en vue peut-être d'une meilleure utilisation de ces capacités.

Une analyse de l'accumulation de métaux a été effectuée sur un plant de *Typha latifolia* faisant partie de la zone de lagunage plantée du bassin de Lavaux-Ste-Anne.

L'analyse concerne le plomb, le zinc et le cadmium. Elle a été faite par le Cebedeau (Liège) par l'usage des mêmes techniques que celles utilisées pour le dosage des métaux dans les sédiments (cf. III.2.2.2.).

Un plant, se trouvant à l'entrée de la zone plantée face au premier bassin, fut prélevé, nettoyé et découpé en 3 parties : le rhizome, la tige et les feuilles. Chacune de ces parties a été analysée pour déterminer la concentration des 3 métaux. Le prélèvement fut effectué le 7 juin 2000.

Les résultats seront comparés à des données correspondantes à des plants témoins se trouvant dans l'étang de Sommerain et utilisés comme références lors d'une étude du G.I.R.E.A. en 1999 concernant le fonctionnement écologique du bassin d'orage de Cédrogne.

III.2.3.2. Faune - Macroinvertébrés benthiques

Ce sont de petits animaux qui peuplent très rapidement les milieux aquatiques et qui sont faciles à récolter. Ils possèdent une grande diversité de régime alimentaire et représentent donc plusieurs niveaux trophiques de l'écosystème, élément important pour l'étude de la contamination d'origine routière. La connaissance de leur écologie est un facteur intéressant dans la détermination du niveau de pollution des milieux étudiés. De plus, ils peuvent être utilisés comme bio-indicateurs de la qualité globale des cours d'eau, notamment pour l'analyse des impacts de rejets sur les communautés. La détermination de l'efficacité de B.O. sera facilitée par cette étude des macroinvertébrés.

Nous avons effectué un inventaire de la diversité dans 4 bassins faisant partie de l'étude. Les bassins d'Achène 1 et de Champion étant fréquemment à sec, ils n'offraient pas la possibilité de colonisation par les macroinvertébrés benthiques.

Pour la récolte, nous avons utilisé le filet troubleau (figure 24), constitué d'un cadre métallique de 625 cm² de surface (25 cm de côté) sur lequel est fixé un filet de tissu (haveneau) à maille de 0,5 mm. Ce filet est protégé par une épuisette métallique à maille de 1 cm. La récolte s'effectue en remuant le filet dans la végétation, sur le fond et le long des berges. Généralement, ce type de matériel est utilisé à contre-courant en rivière sur une distance et pendant un temps déterminé.

Dans notre cas, les bassins ont été échantillonnés dans toutes les parties accessibles en disposant nos récoltes au fur et à mesure dans un bassin en plastique ou dans des bidons de 10 l à large ouverture facilitant le transport. L'objectif était d'obtenir un maximum d'invertébrés présents afin de réaliser un inventaire de la faune de ces milieux.

Les échantillonnages ont été effectués le 27 avril 2000 à Orbais, le 22 juin 2000 à Daussoulx, le 27 juin à Wanlin et Lavaux.

En ce qui concerne le bassin d'Orbais, l'aisance d'accès a permis d'échantillonner l'ensemble du bassin, à savoir les différentes zones végétales ainsi que la couche de sédiments (de type fin) en périphérie et au centre du bassin et en partie les eaux environnant les prélèvements.

A Daussoulx, les berges étaient difficilement accessibles de par leur pente élevée. Les endroits échantillonnés sont, en fait, les 4 coins du bassin. L'entrée de la canalisation bétonnée dans le B.O. a permis des prélèvements à l'entrée du bassin. La végétation ligneuse et l'ouvrage de sortie aidaient à accéder aux pieds de berges. Une faible largeur le long des berges a pu être échantillonnée car la profondeur d'eau et de sédiment ne permettait pas une avancée dans le bassin. Ces milieux présentaient des sédiments fins et la base des berges était colonisée par des végétaux.

Le bassin de Wanlin 2 n'a pas été échantillonné sur toute sa superficie. Aucun prélèvement n'a été fait au centre du bassin, les hauteurs d'eau et de sédiments nous en empêchaient. Nous avons prospecté aux pieds des berges et au niveau de quelques zones avancées, plus faciles d'accès, qui ont permis des prélèvements plus représentatifs. Ces zones sont les atterrissements de graviers aux entrées 3 et 4, la petite extension de la canalisation bétonnée de l'entrée 1 permettant le sondage dans une zone de fins sédiments et de joncs du B.O.. La zone d'accès des machines a également permis une avancée vers le centre du bassin (petits à gros graviers et potamots à feuilles crépues) ainsi que l'ouvrage de sortie (sédiments fins).

Pour le bassin de Lavaux, les échantillonnages ont eu lieu, au niveau du sous-bassin de déssablage, sur la rampe d'accès des machines ; aux pieds du talus boisé, à l'opposé de l'entrée, dans une zone colonisée par de la végétation semi-aquatique ; au niveau de la zone de lagunage, face au premier sous-bassin, dans les sédiments retenus par les plantes. Une prospection s'est faite au niveau du petit plan d'eau reposant sur la dalle bétonnée de la partie 3, dans la faible couche de sédiments et dans l'eau environnante.

Le matériel récolté est fixé au formol (5%), ensuite fractionné sur des tamis de tailles différentes (4 mm, 1 mm et 0.4 mm) ou trié à vue au sein de bassin en plastique. Les organismes sont séparés en grands groupes systématiques pour être ensuite déterminés à l'aide d'un binoculaire.

La détermination s'est faite, au laboratoire à l'aide de 3 clés :

- Macroinvertébrés inféodés aux eaux douces belges (19..) de Evrard M., Unité d'Ecologie des Eaux Douces. F.U.N.D.P. 20p.
- Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (1980) de Tachet H., Bournaud M. et Richoux P., Université de Lyon I. 155p.
- Invertebrates of streams and rivers, a key to identification (1977) de Quigley M., édité chez Edward Arnold. 84p

Nous évaluons ensuite, pour chaque bassin, afin de comparer les communautés récoltées et de connaître les éventuelles perturbations que subissent les milieux (Dajoz R., 1996) :

- la richesse taxonomique (n = nombre de taxons) ;
- l'indice de diversité de Shannon ($H' = -\sum p_i \times \log_{10} p_i$), p_i étant l'abondance relative de chaque espèce $= n_i/N$. n_i représente l'abondance de l'espèce de rang i et N le nombre total d'exemplaires récoltés. Nous pouvons calculer cet indice en logarithme de base 10, le but étant la comparaison entre différents milieux. Il est compris entre 0 (une seule espèce) et $\log_{10} S$ (toutes les espèces ont la même abondance) ;
- l'équitabilité ($E = H'/\log_{10} S$) où S est le nombre d'espèces. L'équitabilité permet de comparer la diversité de 2 peuplements qui renferment des nombres d'espèces différentes. Elle est comprise entre 0 (une espèce domine le peuplement) et 1 (toutes les espèces ont la même abondance).

Nous comparerons également les peuplements récoltés en fonction de l'abondance relative des différents groupes fonctionnels trophiques afin de mieux cerner l'origine et les conséquences des perturbations (essentiellement dues aux matières organiques).

Nous avons classé les organismes en fonction de leur appartenance à un des 5 groupes fonctionnels trophiques définis par Merrit et Cummins (1996) :

- filtreurs : capturent les débris organiques, la microflore et la microfaune,
- racleurs : raclent les substrats minéraux ou organiques,
- collecteurs : se nourrissent de matières en suspension ou de sédiments fins,
- décomposeurs : se nourrissent de matières en voie de décomposition,
- prédateurs : sont des carnivores.

Enfin, nous avons effectué des prélèvements de macroinvertébrés benthiques en amont et aval du lieu de rejet des eaux de B.O. dans le réseau hydrographique. L'objectif était de déterminer si les eaux rejetées avaient un impact sur les communautés benthiques des cours d'eau récepteurs et donc de connaître l'efficacité du bassin correspondant.

Nous avons choisi d'analyser 2 sites (figure 25). Le ruisseau des Ouaves en amont et aval de la confluence avec le Rî Pierre, recevant les eaux du B.O. de Wanlin 2 a été échantillonné le 1 juillet 2000. Ce ruisseau est classé en zone salmonicole (A.R. du 15/12/94), nous supposons donc la bonne qualité de ces eaux pouvant être altérée par les rejets du bassin.

Nous avons également étudié les communautés amont et aval de la Wimbe, rivière de bonne qualité (Cebedeau, 1994), recevant les eaux rejetées par le bassin de Lavaux-Ste-Anne. Les prélèvements ont eu lieu le 2 juillet 2000.

Ces 2 sites ont été choisis pour la facilité des prélèvements, de la localisation des sites d'échantillonnage autour d'un point de rejet ponctuel, de leur bonne qualité favorisant l'apparition possible d'effets négatifs dus aux eaux rejetées.

Nous avons ensuite analysé les peuplements récoltés en suivant la méthode utilisée pour les invertébrés au sein des eaux des bassins. Nous y avons ajouté une analyse en fonction d'indices biotiques (annexe 4). Nous avons calculé un indice biotique (IB ; NBN-T92-402) ainsi qu'un indice biotique global normalisé (IBGN ; NFT 90-350).

Ces 2 indices sont basés sur des protocoles d'échantillonnage précis. L'IB nécessite un échantillon, pour chaque station, qui soit la somme de divers prélèvements effectués au troubleau pendant 5 minutes dans différents microhabitats. L'IBGN veut un échantillon qui soit la somme de 8 prélèvements effectués séparément dans 8 habitats distincts.

Dans notre cas, nous avons déterminé le maximum d'habitats différents qui se trouvaient représentés en amont et aval du rejet, ce à une distance raisonnable d'au moins 100 m du rejet.

Nous avons échantillonné 3 habitats dans le ruisseau des Ouaves. Le lit mesure en amont et aval une largeur de 1,5 à 2 m, les berges sont abruptes et d'une hauteur de 50 à 80 cm. La végétation et les sédiments fins déposés en bords des berges (faciès lentique, profondeur de 10 – 20 cm) furent échantillonnés ainsi que les sédiments fins du centre du ruisseau (faciès lentique, profondeur de 40 cm) et les graviers d'une zone lotique au centre du ruisseau (profondeur 25 cm).

Quatre habitats ont été visités au niveau de la Wimbe. Il s'agit de 2 zones lotiques composées d'un radier (profondeur 10 – 20 cm) et d'un habitat au pied des berges du ruisseau avec graviers à une profondeur de 10 – 20 cm). Deux habitats lenticques ont été échantillonnés, l'un était au centre du cours d'eau et constitué de petits graviers et de sédiments assez grossiers à une profondeur de 50 à 70 cm, l'autre, une zone d'eau morte, était tapissée de sédiments fins à une profondeur de 80 cm.

Le fait que le protocole d'échantillonnage ne soit pas entièrement respecté ne pose pas de problème car l'objectif est de comparer des stations échantillonnées de la même façon entre-elles, et non de classer le cours d'eau en fonction d'une échelle de perturbation due à la pollution.

IV. RESULTATS

V. Résultats

IV.1. Les eaux

Cette partie sera consacrée à l'analyse des résultats obtenus dans le cadre de la caractérisation générale des eaux. Nous parlerons également, en caractérisant les eaux, de la pollution chronique en métaux lourds, ainsi que de la possibilité d'une pollution extérieure due aux matières organiques. Nous aborderons en détail les aspects concernant la pollution hivernale en sels de déverglaçage.

IV.1.1. Caractérisation des eaux

Cette caractérisation se fait par l'interprétation des analyses physico-chimiques des eaux en référence avec des normes de qualité. Nous avons choisi d'utiliser les normes de qualité de base pour les eaux superficielles (A.R. 21/11/1987) dans lesquelles les B.O. se rejettent, ainsi que celles relatives aux zones piscicoles (A.R. 15/12/1994), à savoir les eaux salmonicoles et les eaux cyprinicoles. Nous utiliserons ces normes comme référence pour caractériser les eaux et non comme critère de classement. Il s'agit de normes présentant la qualité minimale à laquelle les eaux doivent tendre pour permettre, entre autres, le développement d'une vie aquatique. Par exemple, les normes pour les eaux salmonicoles seront utilisées en tant que telles dans le cas du bassin de Wanlin car il rejette ses eaux dans un affluent du Biran, cours d'eau classé en zone salmonicole. Ces différentes normes sont détaillées au tableau XXIX.

Cette caractérisation prendra en compte les éventuelles pollutions extérieures pouvant apparaître lors de l'analyse physico-chimique des eaux.

IV.1.1.1. Campagnes d'hiver et d'été

Pour rappel, la campagne hivernale a eu lieu le 10 décembre 1999, pour les bassins d'Orbais, Dausoulx et Champion, et le 22 février 2000, pour les bassins d'Achène 1, Wanlin 2 et Lavaux-Ste-Anne. Tandis que la campagne estivale s'est déroulée le 06 juin 2000 pour tous les bassins. Ces analyses ponctuelles permettent de se faire une idée de la qualité générale des eaux des bassins étudiés.

Nous analyserons de concert les 2 campagnes dans le but nous rendre compte de la qualité globale des eaux, ainsi que pour cerner des éventuels changements saisonniers. La comparaison se fera bassin par bassin pour mieux faire ressortir l'efficacité du fonctionnement de chacun d'entre eux et les problèmes de qualité d'eau auxquels ils sont exposés.

Les données obtenues des analyses se trouvent aux tableaux XXX et XXXI.

a) Bassin d'orage d'Orbais

Les températures, en hiver, varient de 5.4 à 7.5°C, la plus haute valeur étant observée à l'entrée du bassin. En juin, les valeurs oscillent entre 13.7 et 16°C. Nous remarquons alors que les eaux d'entrée sont légèrement plus fraîches.

En ce qui concerne le pH, nous constatons qu'il se trouve juste en-dessous de la neutralité en hiver (pH 6.7 – 6.8). Alors qu'en été, il présente des valeurs plus basiques de 7.9 à 8.2. Cette augmentation estivale serait due à l'activité végétale photosynthétique consommatrice de CO₂.

La première constatation importante concerne la conductivité. En hiver, nous observons des valeurs élevées dans le bassin (2100 µS/cm) et à la sortie (1900 µS/cm). Les eaux apportées à l'entrée semblent moins conductrices avec une valeur de 717 µS/cm.

Si nous regardons l'ensemble des résultats de cette campagne, nous pouvons relier ces valeurs élevées de conductivité avec d'autres. Notons que les concentrations en chlorures sont élevées dans le B.O. et à sa sortie (respectivement 590 et 542 mg/l Cl^-) ; à l'entrée, les teneurs ne sont que de 120 mg/l.

Les ions sodium présentent aussi des quantités bien plus grandes au centre (232 mg/l Na^+) et à la sortie (225 mg/l) que celles apportées à l'entrée qui sont de 74 mg/l. Les concentrations en calcium semblent également élevées. Nous pouvons en déduire une présence de sels de déneigement due aux derniers salages datant du 6 décembre. Les prélèvements ont eu lieu après le lessivage de la chaussée par des précipitations, expliquant les valeurs plus faibles à l'entrée. Il s'agit bien de la mise en évidence de l'effet des sels de déneigement sur la qualité des eaux.

Les eaux rejetées vers le réseau hydrographique ont des concentrations en chlorure doubles de la norme de base (250 mg/l Cl^-).

La campagne d'été montre des valeurs de conductivité au centre et à la sortie de 316 $\mu\text{S}/\text{cm}$, beaucoup plus faibles qu'en hiver. Les concentrations en Cl^- , Na^+ et Ca^{++} présentent également des valeurs plus faibles aux mêmes endroits. Les 816 $\mu\text{S}/\text{cm}$ enregistrés à l'entrée peuvent être corrélés avec des teneurs plus élevées dans les trois ions précités, ainsi qu'avec les sulfates (65 mg/l) et le magnésium (12 mg/l), les rejets en chlorures étant à ce moment bien inférieurs à la norme.

La comparaison des teneurs en matières en suspension nous fait apparaître une différence entre les 2 campagnes, les valeurs en hiver sont plus élevées qu'en été. Pour avoir une idée de l'importance des rejets, nous les comparons à la valeur impérative fixée pour les eaux cyprinicoles (50 mg/l) ; nous mesurons 77 mg/l le 10 décembre et 28 mg/l au mois de juin.

Pour l'oxygène dissous, le pourcentage de saturation ne varie pas à l'entrée entre les 2 campagnes (85 et 88%), ce qui paraît normal à cause de l'oxygénation due à l'écoulement dans la canalisation. Par contre, les valeurs au sein du bassin sont plus faibles, 68% en décembre et seulement 48% le 6 juin, une désoxygénation est donc constatée.

Passons aux substances eutrophisantes. Pour l'ammoniaque, nous constatons des rejets, que ce soit en été ou en hiver, de 0.56 et 0.92 mg/l N-NH_4^+ . Si nous les comparons avec la norme de qualité de base, ils ne dépassent pas la valeur limite (2 mg/l) dans les 2 cas. D'une manière plus globale, nous pouvons remarquer que les concentrations à l'entrée et dans le bassin sont plus faibles que les teneurs rejetées.

Regardons maintenant les nitrates, la tendance s'inverse avec des apports plus élevés (5.8 et 11.2 mg/l) que les rejets (0.7 et 1.13 mg/l). Nous en déduisons un phénomène de dénitrification au sein du bassin, qui semble important en été, ceci justifie également les faibles valeurs de saturation en O_2 rencontrées surtout en juin, car le processus nécessite de l'oxygène pour fonctionner.

Les valeurs de nitrites sont sensiblement les mêmes selon les 2 campagnes. Notons qu'elles se situent toutes au-delà de la valeur de 0.03 mg/l fixée pour les eaux cyprinicoles, excepté au niveau de l'entrée en juin (0.02 mg/l). La légère augmentation des teneurs de l'entrée vers la sortie confirmerait le processus de dénitrification surtout l'été, avec des quantités rejetées importantes (0.2 mg/l).

Les origines probables des concentrations élevées en nitrates à l'entrée, surtout en été, seraient le lessivage par les pluies des terres agricoles, composantes principales du bassin versant (90 %), ce qui entraînerait la mise en solution des engrais déposés.

Les valeurs de phosphore total ne semblent pas varier entre nos 2 campagnes. La limite de base de 1 mg/l n'est jamais dépassée. Au niveau de la composante phosphate, les concentrations sont au moins 10 fois plus importantes en été, ce qui semble normal de par le lessivage des terres agricoles (idem nitrates).

Les apports en matières organiques du bassin versant se confirment à la lecture des valeurs de la demande chimique en oxygène. Elles sont plus élevées à l'entrée avec des valeurs de 108 et 77 mg O_2/l . Une diminution est constatée à l'intérieur du bassin et les valeurs les plus faibles sont observées à la sortie lors des 2 campagnes.

Pour en terminer avec le B.O. d'Orbais, notons que les concentrations en sulfates sont plus élevées à l'entrée qu'à la sortie pour les 2 campagnes. Les rejets sont toujours sous la norme de base de 150 mg/l.

b) Bassin d'orage de Daussoulx

Lors de la campagne d'hiver, nous n'avons pas pu prélever d'eau à la sortie du bassin car l'exutoire était obstrué. Nous n'avons donc que 2 échantillons à analyser pour cette campagne, l'un à l'entrée et l'autre à la sortie.

Au niveau des températures, elles varient en décembre de 6.1 à 7.5°C. La valeur la plus élevée est enregistrée à l'entrée du bassin. En été, nous mesurons des températures de 14,3 à 16.4°C. Dans ce cas, les eaux d'entrée paraissent les plus fraîches.

Nous constatons que le pH est légèrement supérieur à la neutralité avec des chiffres en décembre de 7.6 et en juin de 7.5 à 8.

En ce qui concerne la conductivité, nous constatons en hiver, comme à Orbais, des valeurs élevées. Dans ce cas, ce sont les eaux apportées à l'entrée et celles séjournant dans le bassin qui ont une conductivité située aux alentours de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nous pouvons peut-être relier ces valeurs avec les concentrations de certains ions. Des concentrations élevées ont été observées pour le calcium (103 et 75 mg/l), le sodium (99 et 113 mg/l) et les chlorures (275 et 322 mg/l). La source de ces sels pourrait être le lessivage, par des précipitations, des sels épandus de manière préventive (9.7 g NaCl/m^2) en date des 4, 5 et 6 décembre.

Nous devons remarquer que la conductivité est toujours aussi élevée en juin, moment qui ne devrait pas connaître les effets de sels de déneigement, avec des valeurs de 1036 à 1503 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Or, nous remarquons également des teneurs aussi élevées qu'en décembre pour les chlorures (217 à 290 mg/l) et pour le sodium (101 à 129 mg/l). Des concentrations importantes en calcium sont rencontrées uniquement à l'entrée (75 mg/l), les eaux du bassin et celles rejetées n'en transportent qu'une faible quantité (3 mg/l). L'origine de ces concentrations élevées pourrait être la remise en suspension de dépôts dans les canalisations et/ou la stagnation des eaux au sein du B.O.

Au niveau des rejets de chlorures, en hiver, nous supposons qu'ils dépasseraient la norme de qualité de base (250 mg/l) avec une valeur dans les eaux du bassin de 322 mg/l. En été, ils sont toujours relativement élevés (217 mg/l) mais sous la barre des 250 mg/l.

Une différence sensible au point de vue MES apparaît entre les 2 campagnes. Au mois de décembre, nous observons des valeurs de 26 et 28 mg/l. Pour se faire une idée, elles se situent entre la valeur guide de 25 mg/l et la valeur impérative de 50 mg/l pour les eaux cyprinicoles. En été, les teneurs en MES ne sont plus que de 9 mg/l à l'entrée, 7 mg/l au centre et 4 mg/l à la sortie du bassin. La raison de cette différence entre les saisons provient certainement de la présence ou de l'absence de végétation sur les terres agricoles permettant ou non l'érosion et le transport de particules.

Les eaux séjournant dans le B.O. présentent un problème de désoxygénation. Le pourcentage de saturation vaut, en décembre, seulement 17% et, en juin, remonte à 38%. Les eaux apportées quant à elles semblent suffisamment oxygénées avec 65 et 73%, respectivement en décembre et juin. Notons que les rejets estivaux sont inférieurs à la norme de qualité de base fixant la limite à 50% de saturation. Ces valeurs faibles peuvent trouver une explication dans le fait que le bassin est un milieu d'eau stagnant, surtout en hiver, car sans exutoire. Nous avons également observé une colonisation importante en lentilles d'eau (quasi la totalité du bassin en juin) pouvant interférer dans les échanges gazeux entre l'air et l'eau.

L'analyse des substances eutrophisantes est intéressante. Tout d'abord, en décembre, les apports en ammoniacque sont élevés (2.6 mg/l), supérieurs à la norme de base de 2 mg/l. Ils chutent au centre du bassin à 0.9 mg/l. En été, les teneurs en ammoniacque, à l'entrée, sont 3 fois plus importantes qu'en hiver avec une valeur de 6.7 mg/l. Les eaux rejetées dans le réseau hydrographique ont des teneurs légèrement inférieures à la norme avec un chiffre de 1.6 mg/l.

Les nitrites présentent également des concentrations importantes, été comme hiver, généralement bien supérieures à la norme pour les eaux cyprinicoles de 0.03 mg/l.

Les nitrates, quant à eux, présentent des valeurs élevées à l'entrée du bassin d'orage surtout en décembre avec 9 mg/l. En été, les apports sont de 2 mg/l alors que les eaux rejetées ne transportent plus que 0.35 mg/l.

Pour ces périodes, les valeurs en substances eutrophisantes sont moins importantes à Orbais, qui reçoit essentiellement des nitrates provenant d'engrais. De plus, les valeurs plus faibles au centre du bassin que celles enregistrées à l'entrée et à la sortie pourraient s'expliquer par un trajet préférentiel des eaux le long de la berge sans grand mélange avec les eaux du bassin et le fait que le site de prélèvement au sein du bassin se trouve à l'opposé de l'axe entrée - sortie.

En ce qui concerne le phosphore, nous observons que toutes les mesures sont inférieures à la norme de qualité de base (1 mg/l). Le plus intéressant est le fait que la part imputable aux phosphates soit nettement supérieure en juin, ce qui peut être expliqué par l'utilisation d'engrais phosphatés.

Les apports élevés en polluants peuvent être expliqués en fonction du bassin versant du ruisseau du Frizet. Sa source se trouve au centre de terres agricoles recevant un épandage d'engrais en bonne saison (effet que l'on ressentira au niveau des phosphates). Ensuite le ruisseau traverse des lotissements du village de Dausoulx, les eaux usées de ceux-ci s'en vont directement dans le ruisseau et constituent certainement l'origine des concentrations en ammoniacque constatées et ce, tout au long de l'année.

Une dernière observation concerne la DCO, qui montre des valeurs élevées en décembre de 94 mg O₂/l à l'entrée (confirmant les apports d'eaux usées) et de 63 mg O₂/l au centre du bassin. Par contre, les valeurs mesurées en été semblent trop faibles en comparaison des apports de polluants, elles résulteraient d'erreur de manipulation lors des dosages.

c) Bassin d'orage de Champion

La campagne hivernale a été réalisée pour mettre en évidence les impacts des apports autoroutiers, en effectuant un prélèvement en amont et en aval des canalisations provenant de l'E411. La complexité des apports nous a décidé à préciser les rôles des différentes canalisations, ce que nous avons réalisé en juin.

Aucune constatation importante n'est à faire concernant les températures qui en hiver sont de l'ordre de 7°C, alors qu'en été, elles varient entre 14.3 et 15.5°C.

Le pH présente des valeurs légèrement supérieures à la neutralité, été comme hiver, allant de 7.2 à 7.9.

La première constatation importante est faite après analyse de la conductivité. Tout d'abord, elle est légèrement inférieure, en décembre, aux mesures obtenues dans les autres bassins. Les valeurs avoisinent les 1000 µS/cm. Elle semble légèrement supérieure en aval de l'autoroute. Nous savons que des épandages de sels ont été effectués le 4, 5 et 6 décembre. Nous remarquons, entre autres, des concentrations élevées en calcium (82 et 79 mg/l), en sodium (95 et 68 mg/l) et en chlorures (128 et 98 mg/l), ions qui pourraient provenir de la solubilisation de fondants routiers. Mais des valeurs relativement élevées sont mesurées pour les sulfates (72 et 68 mg/l) qui interviennent également dans la formation de la conductivité des eaux.

Notons que les concentrations enregistrées, en décembre, concernant les chlorures sont plus faibles que celles de ce même ion dans les autres bassins pour la même campagne, et sont en plus inférieures à la norme de qualité de base (250 mg/l).

La conductivité en juin est plus faible, de l'ordre de 870 µS/cm en amont comme en aval de l'autoroute. La distinction provient des mesures effectuées à la canalisation 1 (E411) de conductivité plus faible (594 µS/cm) et au niveau de la canalisation 2 (échangeur et lotissements) de conductivité comparable à celles du ruisseau.

L'étude des matières en suspension est aussi intéressante. Aidons-nous des valeurs guide et impérative des eaux cyprinicoles pour apprécier les teneurs en particules, elles sont respectivement de 25 et 50 mg/l. En décembre, les eaux du ruisseau en amont de l'autoroute semblent correctes. Après le passage de l'E411 et les apports des canalisations, l'eau se dégrade en transportant de plus grandes quantités de MES mais tout en restant sous la barre des 50 mg/l.

La situation s'aggrave en été. En amont, nous mesurons 54 mg/l de matières en suspension, valeurs légèrement supérieures à la limite impérative des eaux cyprinicoles. Ces quantités augmentent en aval et atteignent 97 mg/l. Les eaux provenant de l'autoroute, quant à elles, ne transportent que peu de particules (11 mg/l) en comparaison avec la valeur mesurée au niveau de la canalisation provenant de l'échangeur et des lotissements proches qui est de 117 mg/l. Cette canalisation est certainement la source de l'augmentation des teneurs entre l'amont et l'aval de l'E411.

En ce qui concerne l'oxygénation, le ruisseau d'Arquet présente des pourcentages de saturation faibles, de 46 à 55% en amont vers des valeurs de 54 à 74% en aval. Cette légère augmentation serait due aux apports des canalisations transportant une eau mieux oxygénée (82 et 71%).

En décembre, les concentrations en ammoniacque, nitrites et nitrates sont élevées, aussi bien en amont qu'en aval de l'autoroute. Par exemple, les teneurs en ammoniacque sont de 4 à 7 fois supérieures, respectivement avant et après les apports des canalisations, à la norme de base (2 mg/l). Remarquons que les concentrations en ammoniacque sont encore élevées au mois de juin. Le ruisseau en amont et en aval des rejets transporte 15 mg/l de N-NH_4^+ , ainsi que les eaux de la canalisation 2, alors que la canalisation 1 n'en transporte quasiment pas (0.04 mg/l). Les teneurs en nitrites et nitrates semblent beaucoup plus élevées en hiver qu'en été. Pour les nitrates, par exemple, les valeurs passent de 6 mg N/l le 10 décembre à 0.20 mg N/l le 6 juin.

L'origine de ces substances peut être expliquée par la composition du bassin versant. Une partie des eaux provient du ruissellement des terrains cultivés et l'autre est constituée des rejets domestiques en eaux usées directement dans le ruisseau d'Arquet. Des problèmes d'odeur ont d'ailleurs été soulevés par les riverains. L'apport des nitrates pourrait être dû au lessivage des terres agricoles mais les teneurs les plus élevées sont mesurées en décembre.

Au niveau du phosphore, la constatation principale est faite à la canalisation 2 au mois de juin, les eaux transportent des quantités de phosphore allant jusque 1.7 mg/l. La norme de base de 1 mg/l est donc dépassée à ce niveau mais aussi en aval de ce rejet, dans le ruisseau au niveau du B.O.

Les valeurs de demande chimique en oxygène prouvent qu'il y a des apports importants en matières organiques (DCO de 44 à 176 mg O_2 /l) au niveau du ruisseau en amont, comme en aval de l'E411. N'oublions pas que, comme le bassin de Dausoulx, celui de Champion ne reçoit pas que des eaux d'origine routière mais également des eaux usées domestiques.

d) Bassin d'orage d'Achène 1

Pour rappel, les 3 bassins d'orage suivant ont été échantillonnés, pour la campagne hivernale, le 22 février 2000.

En février, les températures varient entre 3.8°C à l'entrée et 6°C à la sortie. Les valeurs en été atteignent aux mêmes endroits 17.4°C et 21.1°C

Une différence notable apparaît à l'analyse du pH en fonction des campagnes de prélèvement. En hiver, il se trouve légèrement en-dessous de la neutralité avec des valeurs de 6.8 et 6.9, tandis qu'en été, il grimpe et devient plus basique avec un pH de 8.9 à l'entrée et 8.0 à la sortie. Ce phénomène serait dû à l'action photosynthétique des végétaux du plan d'eau qui consomment le gaz carbonique et produisent de l'oxygène. Le CO_2 consommé entraîne la dissolution de l'acide carbonique pour reformer du gaz carbonique.

En ce qui concerne la conductivité, elle semble faible en comparaison avec les données des 3 bassins précédents. Elle avoisine les 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et varie peu selon les campagnes, entre 500 et 570.

Les MES présentent des valeurs faibles durant les 2 campagnes. Il faut toutefois ne pas tenir compte de la mesure effectuée le 06 juin à la sortie (73 mg/l) car la faible couche d'eau a entraîné un prélèvement avec remise en suspension des sédiments présents sur le fond du bassin, alors que l'eau semblait claire.

L'oxygénation des eaux ne semble pas poser de problèmes, le pourcentage de saturation est, pour tous les prélèvements, supérieure à 65%.

Nous savons que le bassin ne reçoit que des eaux de ruissellement autoroutier. Les concentrations en substances eutrophisantes le confirment. Comme le montre les tableaux XXX et XXXI, toutes les teneurs en ammoniacale, nitrites, nitrates, phosphates et phosphores total sont faibles et en-dessous des normes de qualité de base et, même, des eaux à potentiel piscicole.

Au niveau des ions, en février, nous pouvons voir que les concentrations en chlorures (112 et 124 mg/l), sodium (54 et 42 mg/l) et calcium (27 mg/l) sont inférieures à celles mesurées pour les bassins d'Orbais et Dausoulx alors que des épandages de sels ont été effectués entre le 9 et le 20 février (communiqué Régie de Ciergnon), pour les tronçons correspondant aux B.O. d'Achène, Wanlin et Lavaux, avec du NaCl (15 – 20 g/m²). Si nous comparons ces teneurs en ions à celles de la campagne d'été, nous constatons une légère diminution des teneurs en chlorures (88 et 69 mg/l) et calcium (1 et 2 mg/l), celles de sodium (57 et 64 mg/l) restant constantes. Les faibles concentrations en sels rencontrées en hiver peuvent être expliquées par le fait que le bassin se situe sur un point haut, que son bassin versant est réduit et que la longueur d'autoroute drainée est faible (400 m).

Notons, pour terminer avec ce bassin, que les données obtenues pour la DCO sont également faibles, ce qui paraît normal au vu des constatations faites pour les éléments eutrophisants.

e) Bassin d'orage de Wanlin 2

Une remarque est à faire en ce qui concerne les prélèvements effectués à l'entrée 2. Elle se trouvait à sec lors de la campagne d'été ce qui a empêché l'échantillonnage. Notons également que la caractérisation des eaux se fait en référence à la norme des eaux piscicoles salmonicoles car le B.O. rejette ses eaux dans un affluent du Biran, le Rî Pierre, cours d'eau classé en zone salmonicole.

En février, les températures varient de 4.5 à 8.3°C. Ces extrêmes sont atteints, pour le minimum, à l'entrée 2 correspondant aux apports en eaux du bassin versant essentiellement boisé et, pour le maximum, à l'entrée 4 correspondant aux rejets de la station d'épuration du restoroute et du parking de Wanlin. Les températures mesurées en été varient de 16.4 à 18.7°C.

Au niveau du pH, diverses constatations ont été faites. En février, l'eau des entrées 1, 2 et 4 ont des pH proches de la neutralité avec des valeurs de 7.2 à 7.5. L'entrée 3 et la sortie, quant à elles, présentent des valeurs de pH proches de 8.

Au mois de juin, la valeur mesurée à l'entrée 3 est toujours de 8. Ce pH légèrement basique serait la conséquence du lessivage de bicarbonates provenant des revêtements et des canalisations bétonnées, l'entrée 3 apporte des eaux d'origine routière. Le pH à l'entrée 1 est devenu plus basique qu'en hiver. Les eaux de l'entrée 4 sont à ce moment légèrement acides (pH de 6.6), conséquence de facteurs inconnus internes à la station d'épuration. La constatation importante concerne les eaux de sortie qui en ce 6 juin présentent une valeur de pH supérieure à la limite impérative pour les eaux salmonicoles de 9.

Les conductivités enregistrées sont également différentes suivant l'entrée considérée. En hiver, les entrées présentant des valeurs élevées de conductivité sont la troisième avec 1308 µS/cm et la quatrième avec 2140 µS/cm. La conductivité de l'entrée 3 serait à mettre en rapport avec les sels épandus (du 9 au 20 février à raison de 15 à 20 g/m²). Nous remarquons bien des teneurs élevées en chlorures (214 mg/l), en sodium (102 mg/l) et en calcium (657 mg/l) pouvant provenir de sels de déverglacage.

Nous observons que la conductivité, ainsi que les concentrations en ions provenant de sels sont à peu près semblables en été (excepté pour le calcium). Il pourrait s'agir de la rémanence diffuse de sels après le décolmatage des chambres de visite de la canalisation par le MET peu avant cette campagne.

Pour l'entrée 4, il s'agit des rejets de la station d'épuration qui ont également une conductivité très importante en été (3170 µS/cm).

Nous constatons que lors des 2 campagnes, les eaux à la sortie du bassin ne présentent pas une conductivité trop élevée (379 et 796 $\mu\text{S/cm}$).

L'étude des matières en suspension est également complexe. Les situations importantes sont, en février, les entrées 3 et 4. Les eaux provenant de l'autoroute transportent 26 mg/l de MES. La station rejette des eaux riches en MES avec 78 mg/l, valeur supérieure à la valeur impérative de 50 mg/l. Cependant, le bassin semble remplir son rôle de décantation puisque seulement 5.4 mg/l de MES sont mesurés à la sortie, valeur inférieure aux 25 mg/l fixés pour valeur guide. En juin, deux valeurs relativement élevées sont observées à l'entrée 1 (23 mg/l) et à l'entrée 4 (29 mg/l). Les eaux de la sortie ne présentent qu'une faible quantité de particules transportées (6.4 mg/l), largement en-dessous de la valeur guide de 25 mg/l de MES.

Au niveau de l'oxygène dissous, une constatation importante concerne l'entrée 4 en juin. Les autres données sont supérieures à 50% de saturation. Nous observons donc, pour les rejets de la station d'épuration, un pourcentage de saturation de 52%, ce qui semble faible en comparaison aux apports des autres entrées. Les eaux rejetées du bassin ne posent pas de problème en comparaison avec la norme des eaux salmonicoles.

En ce qui concerne les substances eutrophisantes, les apports en ammoniacque sont faibles en hiver comme en été, excepté pour l'entrée 4 avec des valeurs de ± 0.2 mg N/l. Les eaux à la sortie ne posent pas de problème en hiver mais les concentrations en ammoniacque mesurées en juin (0.04 mg N/l) sont légèrement supérieures à la valeur guide de 0.031 mg N/l. La valeur impérative vaut, quant à elle, 0.78 mg N/l.

Les apports en nitrites semblent eux aussi assez faibles pour la plupart des prélèvements. En février, les apports les plus élevés proviennent de l'entrée 4 avec 0.05 mg N/l. Les eaux à la sortie, avec une concentration de 0.01 mg/l, se trouvent juste à la limite de la valeur guide pour les eaux salmonicoles de 0.01 mg/l. Au mois de juin, les concentrations mesurées aux entrées 3 et 4 sont élevées avec 0.03 et 0.09 mg/l mais le plus important concerne les rejets en eau du bassin qui ont des teneurs en nitrites (0.13 mg/l) bien supérieures à celle fixée par la norme, de 0.01 mg/l.

Pour les nitrates, les apports les plus concentrés sont toujours observés au niveau de l'entrée 4 avec des valeurs très grandes de 92 et 95 mg/l. Nous constatons également que les eaux de l'entrée 1 possèdent des teneurs assez élevées de 2 mg/l en été à 6.3 mg/l en hiver. La source des eaux arrivant à cette entrée est, en fait, le bassin versant du bassin d'orage de Wanlin 1 qui est essentiellement composé de terres agricoles et de zones boisées, pouvant peut-être expliquer les teneurs en nitrates rencontrées. De plus, il nous semble que les eaux rejetées vers le réseau hydrographique sont encore riches en élément nitrates avec des teneurs de 1.8 mg/l en hiver et 6.8 mg/l en été. Aucune norme piscicole ne reprend de valeur limite pour les concentrations en nitrates.

Une constatation intéressante concerne les ions et, plus précisément, les chlorures. Les apports en chlorures semblent relativement importants au vu des concentrations des eaux, en février, aux entrées 3 et surtout 4. Cependant les rejets sont faibles, en hiver, de 65 mg/l et en été 158 mg/l, valeurs en-dessous de la norme de qualité de base (250 mg/l), la norme pour les eaux salmonicoles ne reprenant pas ce paramètre. Nous en déduisons donc que le bassin joue un rôle important dans la dilution de certains polluants comme les chlorures.

Les valeurs de DCO sont en concordance avec les apports en polluants organiques constatés, à savoir essentiellement l'entrée 4 (station d'épuration) de l'ordre de 170 mg O_2/l et en moindre mesure l'entrée 3.

f) Bassin d'orage de Lavaux-Ste-Anne

Les températures lors de la campagne hivernale variaient de 3.4 à 5°C pour atteindre, en juin des valeurs de 17.7 à 18.3°C.

Une augmentation vers les pH alcalins est observée pour les eaux prélevées en été par comparaison avec les valeurs mesurées en hiver qui variaient entre 7.4 et 7.8. La végétation pourrait en être la cause.

Une distinction entre les 2 campagnes apparaît avec la conductivité. En février, les conductivités mesurées sont très élevées avec des valeurs de 2600 $\mu\text{S/cm}$ à l'entrée et de 2800 $\mu\text{S/cm}$ à la sortie. Cette constatation est à mettre en parallèle avec les concentrations observées en chlorures, respectivement de 727 et 821 mg/l, ainsi qu'avec les teneurs en sodium de 368 et 274 mg/l. Ces teneurs élevées sont dues aux lessivages des fondants routiers épandus sur la période du 9 au 20 février (cf. bassins de Wanlin). En juin, les valeurs mesurées chutent à 264 et 314 $\mu\text{S/cm}$, les concentrations en ions étant également très faibles.

En ce qui concerne les matières en suspension, les eaux de l'entrée en transportent toujours plus que celles présentes à la sortie. Des valeurs, à l'entrée, allant de 16 à 21 mg/l, nous arrivons à des teneurs de 7 à 4 mg/l à la sortie. Le rôle du bassin dans l'abattement des teneurs en MES est sans doute rempli.

L'oxygénation est lors des 2 campagnes légèrement meilleure dans l'eau d'entrée qu'au niveau de celle de sortie. Conséquences normales de l'écoulement dans le premier cas et de la stagnation dans le second.

Les concentrations en substances eutrophisantes ne semblent pas très élevées et sont presque identiques à celles observées à Achène 1. Les eaux arrivant à Lavaux ne proviennent que des ruissellements d'origine routière, ce qui expliquerait ces faibles teneurs. Nous constatons que les apports, en été, sont légèrement plus importants qu'en hiver pour l'ammoniaque et restent plus ou moins constants pour les nitrates.

Les valeurs de la demande chimique en oxygène sont faibles, mais des valeurs plus élevées sont enregistrées pour la campagne estivale. Notons que celles-ci sont tout de même inférieures à celles mesurées pour les bassins présentant une pollution organique (Orbais, Daussoulx, Champion et Wanlin).

IV.1.1.2. Pollution des eaux en métaux lourds

Nous avons effectué des dosages en métaux lourds des échantillons d'eau car la possibilité s'est présentée au laboratoire de l'URBV. Les dosages concernent le zinc et le cadmium.

Les résultats sont présentés au tableau XXXII. Ces dosages ont été réalisés pour les échantillons d'eau de la campagne estivale.

a) Zinc

Les eaux transitant par le bassin d'Orbais ne présentent pas de pollution apparente en Zn, avec des valeurs de 0,01 à 0,03 mg/l. Notons que la norme de qualité de base pour les eaux superficielles fixe une limite à 0,3 mg/l.

En général, il en va de même pour toutes les eaux de tous les bassins. Précisons que la canalisation 2 du bassin de Champion (provenant de l'échangeur et des lotissements) apporte des eaux plus riches en zinc avec une concentration de 0,2 mg/l, ces eaux seront légèrement diluées car la concentration au niveau du ruisseau en aval est de 0,11 mg/l. Une exception apparaît au niveau de l'entrée 4 du bassin de Wanlin 2, les eaux rejetées par la station d'épuration ont des quantités de Zn de 0,35 mg/l, valeur supérieure à la norme de base (0,3 mg/l). Dans ce cas, le phénomène de dilution semble se produire au sein des eaux du bassin car le prélèvement d'eau à la sortie ne montre aucune pollution en zinc.

b) Cadmium

En ce qui concerne ce métal, le seuil de détection du spectromètre d'absorption atomique de l'URBV est trop élevé pour permettre la détection du cadmium dans les eaux échantillonnées. Le seuil de l'appareil varie entre 0,032 mg/l (donnée usine) et des valeurs pouvant atteindre 0,1 mg/l selon le technicien. Notons également que la norme de qualité de base fixe une valeur limite de concentration en cadmium de 0,001 mg/l, difficilement détectable avec le spectromètre dont nous disposons.

IV.1.2. Pollution hivernale par les sels de déneigement

Cette campagne d'analyse s'est déroulée du 17/02/2000 au 21/02/2000. Elle avait pour objectif principal de déterminer l'efficacité du bassin d'orage d'Orbais dans l'abattement de la pollution en sels de déverglaçage.

Une estimation des apports en sels a été calculée en fonction de la corrélation conductivité – chlorures et des débits.

Nous avons utilisé une sonde multi-paramètres mesurant, en continu, la conductivité à l'entrée du bassin, et un conductivimètre portatif pour des mesures plus ponctuelles à la sortie.

Outre les mesures de conductivité, la sonde effectue aussi celles de pH, d'oxygène dissous et de température ; les données se trouvent en annexe 5.

Une corrélation entre la conductivité et la concentration en chlorures des eaux a été réalisée dans le but d'évaluer les apports et les rejets en sels et, donc, l'abattement de cette pollution. Parallèlement, des mesures ponctuelles ont été effectuées à l'entrée et à la sortie du bassin pendant cette campagne hivernale pour confirmer cette corrélation.

IV.1.2.1. Entrée du bassin

Nous constatons (annexe 5) que la température des eaux pénétrant le bassin est toujours positive, elle oscille entre 4,5 et 6,4°C.

En ce qui concerne le pH, nous constatons qu'il est supérieur à la neutralité et varie très peu (de 7,56 à 8,21).

La conductivité montre des valeurs s'échelonnant entre 598 (minimum) et 6950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (maximum). Notons que les valeurs semblent la plupart du temps inférieures à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nous constatons l'apparition d'un pic, le 18/02 entre 05h45 et 12h15, atteignant la valeur maximale enregistrée, à 06h45 (figure 26).

Nous observons également une légère augmentation de la conductivité (1209 $\mu\text{S}/\text{cm}$) le 19/02 vers 03h00 suivie d'une diminution jusqu'à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (19/02 à 11h15). La conductivité « de base » sera rétablie durant la nuit suivante. Nous estimons cette conductivité par calcul de la moyenne des valeurs enregistrées à l'exception du pic. Nous obtenons une valeur de 871 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Nous pouvons discuter ces résultats avec l'aide de la figure 27, illustrant les pluies instantanées et cumulées pendant la période qui nous concerne.

Le pic du 18/02 arrive avec les premières eaux d'une pluie débutant vers 06h00. Cette pluie, d'assez faible intensité (<2mm/h), suffit à nettoyer la chaussée des sels en quelques heures, puisqu'à 12h15 la conductivité semble être revenue à la normale.

Les précipitations suivantes n'entraînent plus d'élévation de la conductivité, elles ne transportent sans doute plus de sels car il n'y en a certainement plus sur la chaussée. La pluie du 18/02 juste avant 16h00, avec une intensité de 4 mm/h aurait eu la capacité de transporter des éléments dissous pouvant augmenter la conductivité.

Il nous a été communiqué que des épandages de sels (NaCl) ont eu lieu pour le tronçon considéré les nuits des 17, 18 et 20 février (une sortie par nuit et 4 tonnes de sels épandus par sortie).

La diminution de la conductivité pourrait être due à une dilution des éléments, suite à une série d'averses de faible à forte intensité (de 2 à au moins 7 mm/h) commençant le 19/02 vers 02h30 et se terminant durant l'après-midi (figure 28).

IV.1.2.2. Sortie du bassin

Les mesures à la sortie se sont faites avec un conductivimètre portatif de terrain. Il s'agit de mesures plus ponctuelles faites en fonction des possibilités de présence sur le terrain. Nous avons décidé d'être sur le terrain le plus souvent possible et d'essayer de prévoir le moment auquel les sels quitteraient le bassin.

L'ensemble des mesures de conductivité (ainsi que celles de température) effectuées à la sortie est indiqué au tableau XXXIII.

Nous avons placé la sonde multi-paramètres le 17/02 à 14h15. La nuit précédente, une gelée nocturne a été enregistrée. Il y a eu une petite averse (<1 mm/h) vers 10h00. Nous avons donc commencé les mesures cette après-midi là et nous sommes également revenus dans la soirée.

Comme le montre le tableau XXXIII : le 17/02, la température chute d'environ 2°C après le coucher du soleil par rapport aux températures mesurées l'après-midi par temps clair.

Pour la conductivité, les valeurs sont légèrement supérieures à celles mesurées à l'entrée aux mêmes heures (+40 $\mu\text{S/cm}$). Elles augmentent dans la soirée avec des valeurs en moyenne légèrement supérieures à 1000 $\mu\text{S/cm}$, données également supérieures à celles de l'entrée aux mêmes instants (+100 $\mu\text{S/cm}$).

En ce qui concerne le 18/02, la journée la plus intéressante pour nous, des sels (NaCl) avaient été épandus sur le tronçon concerné pour des raisons préventives. Une pluie débuta vers 06h00 et continua jusqu'avant midi avec les conséquences que nous avons décrites plus haut au niveau de l'entrée du B.O.. Notre présence s'avérait donc plus qu'indispensable durant cette journée. Malheureusement, nous n'avons commencé les mesures que vers 14h00 (tableau XXXIII).

Il nous semble évident à l'analyse des conductivités mesurées que nous avons raté le pic de sortie dû aux sels de déneigement. Les valeurs enregistrées sont légèrement décroissantes, prouvant que nous serions au niveau de la courbe descendante du pic. La comparaison avec les valeurs obtenues à l'entrée, au même moment, montre une différence importante entre les données : à l'entrée, elles oscillent entre 907 et 981 $\mu\text{S/cm}$, elles sont donc, pour la sortie, 2 fois plus élevées.

La conductivité diminue légèrement, de 1710 à 1678 $\mu\text{S/cm}$ jusqu'à la dernière mesure (à 15h30).

Le jour suivant (19/02), les valeurs de conductivité semblent stables aux alentours de 875 – 880 $\mu\text{S/cm}$. Nous sommes certainement en dehors des effets de sels et la conductivité semble normale.

Ces mesures semblent légèrement plus faibles que les autres. Il faut se rappeler que, durant la nuit précédente, il y a eu des averses avant minuit et de fortes pluies à partir de 2h30 et ce, jusque midi.

Nous avons constaté que ces mêmes événements pluvieux entraînaient une dilution des apports en éléments à l'entrée (cf. IV.1.2.1. via les mesures de conductivité du 19/02 en matinée). Le phénomène semble identique à la sortie, la dilution en serait la cause. Les valeurs normales seront, comme pour l'entrée, rétablies au cours de la nuit suivante puisque au matin, nous mesurons des valeurs supérieures à 1000 $\mu\text{S/cm}$.

Notons que les valeurs dites normales sont les moyennes des mesures excepté les pics, dans ce cas, elles sont légèrement supérieures à 1000 $\mu\text{S/cm}$. En fait, ce sont les valeurs du 17, 20 et 21/02 car le milieu ne paraît pas subir de perturbations dues aux sels ou à une dilution des éléments en période de forte pluie.

Le 20/02, la conductivité des eaux rejetées à la sortie présente une légère décroissance, avec des valeurs allant de 1205 $\mu\text{S/cm}$ à 10h45 vers 1148 $\mu\text{S/cm}$ à 13h00. Nous constatons qu'il s'agit d'une faible variabilité sur 2 heures quart de temps.

La conductivité enregistrée dans la soirée est légèrement inférieure mais semble plus stable avec des valeurs de 1063 à 1069 $\mu\text{S/cm}$.

Quant aux mesures effectuées le 21/02/00 entre 8h30 et 11h45, elles ne présentent pas de variation sensible, la conductivité étant proche de 1030 $\mu\text{S/cm}$.

Les mesures de conductivité réalisées à l'entrée et à la sortie sont représentées en fonction du temps à la figure 26.

Le but de ces analyses était d'obtenir l'intensité des pics à l'entrée et à l'exutoire du bassin pour estimer l'abattement dû au bassin, ainsi que l'intervalle de temps entre ces pics afin d'évaluer le temps de séjour des eaux au sein du bassin. Nous ne pouvons pas tirer de conclusion concernant cet aspect du fonctionnement épuratoire du bassin pour le moment. Les flux de sels estimés à partir de la corrélation conductivité – chlorures et des débits nous en dira davantage.

D'une manière générale, nous observons que la conductivité des eaux rejetées dans le réseau hydrographique est légèrement supérieure à celle enregistrée pour les eaux entrant dans le bassin. Une simple analyse du tableau XXXIV, reprenant les valeurs de conductivité et de chlorures des 7 prélèvements ponctuels effectués durant la même période, pourra nous aider dans l'explication de cette différence.

Tableau XXXIV : Valeurs de conductivité et concentrations en chlorures des prélèvements ponctuels effectués à l'entrée et à la sortie du bassin d'Orbais entre le 17 et le 21 février.

<i>Date et heure</i>	<u>Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)</u>		<u>Chlorures (mg/l)</u>	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
	984	985	72.4	117.6
17/02 à 14h30	949	1055	159.6	86.1
17/02 à 20h15	903	1710	102.9	358.1
18/02 à 14h00	653	873	52.5	132.3
19/02 à 12h00	910	1205	105.0	207.9
20/02 à 10h50	949	1069	73.5	132.3
20/02 à 19h00	932	1031	67.2	107.1
21/02 à 12h00				
Témoin ruisseau amont E411	581		33.6	

Nous constatons que, dans la plupart des cas, les concentrations en chlorures sont supérieures au niveau de la sortie, excepté pour le prélèvement du 17/02 à 20h15 dans lequel nous retrouvons des concentrations élevées en chlorures dans les eaux d'entrée.

Les moyennes calculées (pics exclus) sont de $871 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'entrée et de $1056 \mu\text{S}/\text{cm}$ à la sortie. Nous supposons qu'il se produit constamment une légère remise en suspension des sédiments qui pourrait augmenter la capacité conductrice de l'eau à la sortie. Les nombreux atterrissements en constitueraient la source.

Les données concernant le prélèvement témoin, constitué à partir du ruisseau s'écoulant dans le fossé longeant les terres agricoles du bassin versant en amont du passage de l'E411, nous montrent que les chlorures (sels) sont apportés avec les ruissellements routiers car en amont la concentration en Cl^- est faible ($33 \text{ mg}/\text{l}$). La conductivité, due aux éléments dissous, est relativement faible ($581 \mu\text{S}/\text{cm}$), l'augmentation de sa valeur se produisant après l'apport des eaux d'origine autoroutière avant l'entrée dans le bassin.

Nous pouvons essayer de comprendre le fonctionnement du bassin : nous avons constaté que le pic de conductivité à l'entrée se terminait vers 12h15, sa durée étant d'environ 6 heures. La mesure maximale à la sortie est enregistrée vers 14h00 le même jour. Si nous supposons que ce point se trouve dans la courbe décroissante du pic, le maximum aurait été mesuré avant 14h00. Pour des valeurs à l'entrée de $\pm 1700 \mu\text{S}/\text{cm}$, nous serions vers 10h30 – 10h45. Le temps de séjour des eaux serait donc d'environ 3,5 heures. Cet intervalle semble trop faible pour permettre une épuration suffisante de la pollution apportée. L'apport de sels, selon la durée du pic d'entrée, se fait durant 6 heures, ce qui signifie qu'il se trouverait déjà à la sortie avant même que tous les sels ne soient entrés dans le bassin. Et donc, les eaux polluées auraient déjà quitté le bassin avant que les pluies du 18/02 après-midi, amenant dans le B.O. des eaux pauvres en sels, ne puissent jouer leur rôle de dilution.

IV.1.2.3. Corrélation Conductivité – Chlorures

Nous avons pu montrer qu’il existe une relation directe entre la mesure de la conductivité des eaux, provenant du ruissellement autoroutier lors de période de salage, et les concentrations en chlorures de ces eaux, les chlorures étant les composantes essentielles des sels épandus.

Il est important de noter que cette relation ne peut être utilisée que lorsque des concentrations suffisantes en sels sont dissoutes dans l’eau et qu’il n’y a aucun autre changement dans la composition de l’eau pouvant interagir avec la conductivité. Les conditions idéales sont rencontrées lors de précipitations lessivant une surface routière préalablement traitée avec des sels ou lors de la fonte de neige emprisonnant une grande quantité de fondants.

La droite de régression obtenue (figure 29) a été réalisée à partir d’un échantillon d’eau. Cet échantillon présentait une conductivité de 630 µS/ cm et une teneur en chlorures de 50,16 mg/l. Ces concentrations en chlorures sont faibles.

Nous obtenons, à partir de cet échantillon, en ajoutant des concentrations connues en Cl⁻ et en tenant compte de la dilution dans le volume final (200 ml d’échantillon au départ), les résultats qui apparaissent au tableau XXXV.

Tableau XXXV : Conductivité mesurée d'une solution contenant des concentrations croissantes en chlorures.

Concentration Cl ⁻ (g/l) :	Conductivité (µS/cm) :
0	630
0,4975	2220
0,9901	3760
1,4778	5250
1,9608	6710
2,4390	8110
2,9126	9500

A partir des données du tableau XXXVI, nous avons réalisé une droite de régression (figure 29) dont l’équation nous permettra de tester l’efficacité et ce, grâce aux mesures ponctuelles effectuées.

Comparons maintenant les concentrations en chlorures mesurées par analyse chimique et celles estimées à partir de la droite de régression. Le tableau XXXVI nous illustre cette comparaison.

Tableau XXXVI : Comparaison entre concentrations en chlorures calculées à partir des valeurs de conductivité et mesurées par dosage chimique.

Conductivité mesurée (µS/cm) :	Conc. Cl ⁻ calculée (mg/l) :	Conc. Cl ⁻ mesurée (mg/l) :
948	131	72,46
949	131,33	159,62
903	116,2	102,91
653	57,35	52,51
932	125,74	67,21
985	143,16	117,61
1055	166,17	86,11
1710	381,49	358,09
873	106,34	132,31
910	118,51	105,01
1205	216,08	207,92
1069	170,77	132,31
1031	158,28	107,11

Nous constatons d’emblée que la relation entre la conductivité et les chlorures semble complexe. Ce fait est normal car les chlorures ne constituent qu’une partie des éléments qui forment la conductivité de l’eau.

La plupart des valeurs calculées sont supérieures à celles mesurées lors des analyses chimiques (figure 30). Cette constatation paraît normale, l'échantillon ayant servi pour la corrélation contenant une certaine teneur en chlorures au départ, ainsi qu'une certaine concentration en autres éléments dissous. En fait, ce sont les mesures de conductivité réelle, étant influencées par les autres éléments dissous, qui entraînent une surestimation des valeurs en chlorures. Nous calculons donc des valeurs généralement supérieures à celles que l'on devrait rencontrer dans l'environnement naturel, les chlorures ne constituant pas l'élément essentiel de la conductivité. Regardons la différence entre les valeurs estimées et réelles. Elle vaut en moyenne 33 mg/l. Dans notre cas, les valeurs intéressantes sont celles obtenues en rapport avec les concentrations réelles en chlorures les plus élevées (car elles supposent une pollution). Si nous enlevons les valeurs de concentrations en Cl^- mesurées en-dessous de 100 mg/l des autres, et que nous calculons la moyenne pour les différences entre les valeurs restantes (calculées et mesurées), nous obtenons le chiffre de 25 mg/l. La même opération ne concernant que les valeurs réelles en Cl^- supérieures à 200 mg/l, donne une moyenne des différences égale à 16 mg/l. Nous observons donc une diminution des différences entre les valeurs estimées et réelles lorsque les concentrations en chlorures rencontrées atteignent des valeurs élevées. Cette relation nous paraît intéressante pour l'estimation des concentrations en sels transitant par le bassin en période de salage, supposant de grandes teneurs en chlorures. Elle est en accord avec l'hypothèse que la conductivité des eaux de ruissellement autoroutier est due essentiellement aux chlorures lorsque ceux-ci se trouvent en grandes quantités dans ces eaux (en période de salage), ce que nous avons constaté lors des campagnes hivernales.

Cette technique de mesure n'utilisant que la conductivité pour apprécier l'ampleur de la pollution en sels de déneigement peut s'avérer plus facile d'emploi, plus rapide et moins coûteuse que les analyses chimiques traditionnelles. Elle permet de la suivre au sein du bassin et de l'estimer car les mesures de conductivité nous donnent les teneurs maximales en chlorures, nécessairement inférieures dans la réalité.

Nous pouvons estimer les concentrations en chlorures à l'entrée et à la sortie à partir des mesures de conductivité. La figure 31 présente les valeurs de chlorures calculées aux 2 sites de mesure.

Les concentrations estimées au niveau du pic de pollution sont, pour le maximum, de 2104 mg Cl^-/l .

Au niveau de la sortie, la concentration la plus élevée, correspondant à la mesure de conductivité du 18/02 à 14h00 (1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est estimée à 381 mg Cl^-/l , cette valeur étant supérieure à celle fixée par la norme de qualité de base (250 mg/l).

IV.1.2.4. Débits estimés et calculés

L'objectif est, de par la connaissance des débits, d'évaluer les flux en polluants au sein du bassin et donc son rôle dans l'abattement de ces pollutions. Dans notre cas, elle concerne la pollution hivernale en fondants routiers.

IV.1.2.4.1. Estimation par le modèle hydrologique maillé (MHM)

Ce modèle informatique nous a permis d'estimer les débits en eau au niveau de l'entrée et de la sortie du bassin d'orage d'Orbais. L'ensemble des estimations se trouve en annexe 6.

a) *Entrée du B.O.*

Dans l'ensemble, les débits estimés par cette méthode varient de 0 à 48,6 litres/s (annexe 6).

La figure 32 reprend les débits d'entrée et de sortie estimés par le MHM et ceux calculés à partir des hauteurs d'eau.

Ces estimations sont en accord avec l'intensité et les intervalles de temps observés concernant les pluies instantanées et cumulées enregistrées par l'Unité de Génie rural de l'UCL à Walhain (figures 27 et 28), ces données hydrographiques ayant servi de base de calcul pour l'estimation des débits du bassin d'orage. Notons que Walhain se situe à environ 4 km au sud-ouest du bassin d'Orbais mais ne se trouve pas au sein du bassin versant concerné par le modèle. Il s'agit donc d'une extrapolation des données en estimant que les pluies seraient identiques par leurs périodes et intensités.

b) *Sortie du B.O.*

Le modèle hydrologique maillé donne des valeurs de débits à la sortie de 0 à 21,6 litres/s et ce, à partir des mêmes données que celles utilisées pour les débits d'entrée auxquelles ont été ajoutées les caractéristiques physiques du bassin de retenue d'eau (capacité, diamètres des canalisations, volume de base, etc.)

c) *Constatations*

Plusieurs constatations sont à faire à partir de la figure 32 concernant les débits estimés. Premièrement, nous observons que les débits à l'entrée sont plus élevés que ceux estimés à la sortie, surtout au niveau des fortes pluies correspondantes. Au niveau des pics de débits, les différences varient de 14 à 27 litres/s, ce qui signifie que le bassin se remplit en eau et la stocke pendant un certain temps. Deuxièmement, ce temps peut être évalué. Les intervalles entre l'observation des pics varient de 3 à 7 heures. Ces observations concordent avec les observations réalisées lors de l'étude de la pollution hivernale, impliquant que le trajet des sels au sein du bassin ne durent que quelques heures, sans doute à cause du trajet préférentiel des eaux le long de l'axe entrée – sortie.

IV.1.2.4.2. Calculs des débits à partir des hauteurs d'eau mesurées

Les formules permettant de calculer les débits entrant et sortant du bassin sont expliquées au III.

La fonction essentielle de ces mesures de hauteurs d'eau est de confirmer les estimations faites par le modèle hydrologique. Nous avons donc procédé à des mesures ponctuelles des hauteurs d'eau au niveau de la canalisation d'entrée et du puits de sortie. Elles ont été effectuées aux mêmes moments que les mesures de conductivité.

Le tableau XXXVII reprend l'ensemble des mesures réalisées et donne les débits calculés correspondants.

Tableau XXXVII : Débits calculés en fonction d'hauteurs d'eau mesurées ponctuellement.

<u>Date</u>	<u>Heure</u>	<u>Hauteur d'eau (m)</u>		<u>Débit calculé (l/s)</u>	
		<i>Entrée</i>	<i>Sortie</i>	<i>Entrée</i>	<i>Sortie</i>
17/02/00	14h30	0.07	0.22	28.4	7.8
	15h00	0.07	0.21	28.4	7.1
	15h30	0.07	0.21	28.4	7.1
	20h15	0.07	0.21	28.4	7.1
	20h30	0.07	0.21	28.4	7.1
18/02/00	14h00	0.08	0.24	37.7	9.3
	14h30	0.07	0.235	28.4	8.9
	15h00	0.07	0.235	28.4	8.9
19/02/00	12h00	0.08	0.23	37.7	8.5
	12h30	0.08	0.23	37.7	8.5
20/02/00	10h30	0.05	0.205	13.8	6.7
	11h30	0.05	0.205	13.8	6.7
	12h00	0.05	0.20	13.8	6.4
	18h50	0.055	0.205	16.9	6.7
	19h15	0.055	0.205	16.9	6.7
21/02/00	8h15	0.04	0.19	8.5	5.7
	9h15	0.04	0.19	8.5	5.7
	10h15	0.04	0.19	8.5	5.7
	11h15	0.04	0.19	8.5	5.7
	11h45	0.04	0.19	8.5	5.7

Nous avons inséré ces données de débits dans la figure 32 pour comparer graphiquement l'estimation des débits par le modèle avec les débits calculés ci-dessus.

Nous constatons, au niveau de l'entrée, que l'estimation des débits semble satisfaisante car la plupart des données collent assez bien avec la courbe d'estimation. Les données se détachant de la courbe peuvent être expliquées. Tout d'abord, n'oublions pas que les pluies enregistrées pour l'estimation des débits n'ont pas été mesurées au sein du bassin versant du site. Leurs caractéristiques peuvent varier selon l'endroit de mesure. De plus, nous n'avons, sur place, jamais observé un débit nul à l'entrée du bassin. Un léger apport d'eau se fait en permanence et proviendrait des canalisations de l'autoroute, paramètre dont le modèle ne tient pas compte.

Au niveau des débits de sortie, nous observons un léger décalage dans le temps, visible pour les débits calculés les 18, 20, 21 février. Pour des valeurs correspondantes de débits estimés, nous constatons un retard de 1 à 2 heures, ce qui augmenterait le temps de séjour des masses d'eau au sein du B.O. à 9 heures au maximum, laps de temps relativement faible pour que ce réalise une dilution suffisante des sels par un apport conséquent d'eau de précipitations.

IV.1.2.5. Flux de pollution

Nous avons estimé le bilan épuratoire du bassin dans l'abattement de la pollution hivernale en fonction des données dont nous disposions. Nous avons pour cela calculé le débit journalier (m³/j) en eau à l'entrée et à la sortie du bassin d'après les débits instantanés donnés par le modèle hydraulique. Nous les multiplions ensuite par une valeur moyenne de concentration en chlorures (mg/l), pour les eaux d'entrée et de sortie, déterminée d'après la corrélation avec la conductivité. Nous obtenons les flux de chlorures exprimés en kg/j (tableau XXXVIII).

Tableau XXXVIII : Estimation des flux journaliers en chlorures pour l'entrée et la sortie du B.O. d'Orbais.

	Q in (m³/j)	Q out (m³/j)	Cl in (mg/l)	Cl in (kg/j)	Cl out (mg/l)	Cl out (kg/j)
17/02/00	5126.5	4161.3	127.7	654.7	154.8	644.2
18/02/00	27887.1	18883.4	441.8	11507.7	375.3	7086.9
19/02/00	35693.9	36096.8	72.8	2598.5	107.7	3887.6
20/02/00	13585.2	17468.8	109.5	1487.6	189.7	3312.8
21/02/00	2405.1	7122.4	121.1	291.3	158.1	1126.1
Totaux	84687.8	83732.7		16539.7		16058.6

Nous devons émettre une remarque importante concernant les valeurs moyennes en chlorures à la sortie. Nous les avons estimées en fonction des mesures de conductivité effectuées, à la sortie, lors de notre présence sur le terrain ; il ne s'agissait pas de mesures entièrement continues. Les chiffres de cette colonne (Cl out) ne représentent donc pas la moyenne journalière des concentrations en chlorures mais la moyenne des teneurs enregistrées lors de notre présence. La valeur du flux total au niveau de la sortie n'est donc qu'une approximation mais il nous semble que les constatations concernant l'efficacité du bassin restent identiques.

Les chiffres obtenus pour les flux totaux en chlorures indiquent que le bassin ne remplit pas son rôle dans l'abattement de la pollution en sels de déneigement. Nous obtenons une valeur semblable à l'entrée (16539 kg/j) et à la sortie (16058 kg/j). Cette constatation nous semble logique au vu du trajet préférentiel des eaux le long de l'axe entrée – sortie. De plus les chiffres de débits totaux nous montrent que, même si ce bassin est surdimensionné, il ne retient pas les eaux qui le traversent, ce qui signifie qu'une dilution des sels par apport d'eau de précipitation ne peut se faire.

IV.2. Les sédiments

IV.2.1. Évaluation des quantités

Cette analyse a été réalisée sur 2 bassins :

- celui d'Orbais, situé en zone agricole, de type classique, surdimensionné et relativement ancien ;
- celui de Lavaux-Ste-Anne, de conception nouvelle avec un sous-bassin de déssablage dont nous voulons évaluer l'efficacité.

a) Orbais

Nous avons évalué les quantités de sédiments du bassin d'Orbais par sondage manuel à l'aide d'une latte graduée.

L'évaluation s'est faite par quadrats de 5 m de côté. La berge de référence était celle présentant la plus grande longueur, perpendiculairement à celle-ci, nous avons tendu une corde tous les 5 m, excepté pour 3 zones dans lesquelles, lors de la prospection, les variabilités de hauteur de sédiments étaient faibles et pouvaient être négligées. L'intervalle fut dans ce cas de 10 m le long de la berge.

L'évaluation des quantités de sédiments est reprise sur la figure 33. Le volume total pour l'ensemble du bassin est donc de 768 m³ pour une surface totale de 3077 m². Il faut savoir que le B.O. reçoit les eaux d'un bassin versant agricole d'environ 517500 m² et de l'E411 sur une longueur d'environ 1 km. De plus, il date de 1978 et n'aurait pas été curé depuis une dizaine d'année.

Nous avons même observé qu'à certains endroits, de véritables atterrissements se sont formés et sont alors colonisés par la végétation (cf. végétation).

Une représentation schématique de la répartition de ces sédiments a également été réalisée (figure 33).

Les plus grandes quantités se sont déposées à proximité de l'axe entrée - sortie avec un atterrissement important légèrement en avant du pertuis de sortie. La berge opposée à l'entrée constituerait un butoir pour les eaux suivant l'axe entrée - sortie, cela favoriserait une plus grande décantation à cet endroit.

Une colonisation importante en massettes (*Typha latifolia*) est constatée le long du même axe (cf. carte de végétation) grâce à la présence de ces quantités de sédiments. L'évolution probable sera une augmentation de ces atterrissements de par le rôle de ces plantes dans la rétention des matières en suspension qui avait déjà été montrée dans la synthèse bibliographique.

Le trajet préférentiel des eaux le long de l'axe entraîne la traversée de cette zone par une grande partie du débit apportant les matières qui se déposeront sur celles déjà présentes. La rétention des sédiments semble donc augmentée par les macrophytes.

Nous devons rester prudents, si de grandes quantités d'eau sont apportées et suivent l'axe, il pourrait y avoir une remise en suspension des sédiments avec une conséquence dommageable sur le milieu récepteur.

Des atterrissements de moindre importance se rencontrent plus au centre du bassin, nous constaterons également qu'ils sont colonisés des macrophytes, essentiellement du plantain d'eau (*Alisma plantago-aquatica*).

b) Lavaux-Ste-Anne

Le sondage devait être effectué selon la même méthode que celle utilisée au bassin d'Orbais.

L'objectif était de vérifier l'efficacité du premier sous-bassin servant de déssableur. Nous avons rencontré un problème majeur : les quelques premiers sondages effectués montraient que la couche de sédiments représentait une épaisseur de quelques millimètres.

La Régie de Ciergnon nous a communiqué que cette partie du bassin n'avait jamais fait l'objet d'un curage. L'explication d'une telle observation pourrait provenir du fait que le bassin ne reçoit que des eaux de ruissellement autoroutier, le bassin d'Orbais en recevait de terres agricoles. De plus, le responsable de la Régie chargé du bassin a constaté un mauvais fonctionnement de l'alimentation en eau, qui pourrait provenir de défauts dans la mise en place des canalisations. Nous n'avons donc pu vérifier l'efficacité de cet ouvrage. Cependant, nous supposons qu'il ne doit pas y avoir de problème car le dimensionnement semble correct et le temps de séjour des eaux est suffisamment long pour permettre une décantation importante, aucun débordement n'ayant été constaté.

IV.2.2. Analyse de la qualité des sédiments

L'analyse ici a porté sur les sédiments de 3 bassins d'orage, Orbais et Lavaux, mais aussi Champion, étant donné les problèmes d'odeurs détectés sur ce bassin.

Nous avons fait analyser par le Cebedeau (Liège) les teneurs en 3 métaux lourds des sédiments, à savoir le plomb, le zinc et le cadmium pour les 3 prélèvements, ainsi que les matières volatiles (organiques), les matières extractibles par solvant et les hydrocarbures apolaires sur l'échantillon de Champion. Un test de dégagement de sulfures a également été réalisé pour détecter si la matière organique était en fermentation.

L'objectif était de connaître les concentrations en métaux afin d'évaluer les accumulations, mais aussi de pouvoir répondre aux soucis du MET quant à une possible utilisation après curage des sédiments pour des épandages sur terrain agricole.

Les normes utilisées sont, premièrement, celle pour la valorisation des boues en agriculture (directive CEE 12/06/86 ; tableau XXXIX).

Tableau XXXIX : Valeurs guide et impérative concernant la valorisation des boues en agriculture (Dir. CEE 12/06/86).

	Valeur guide :	Valeur impérative :
Pb (mg/kg M.S.)	750	1200
Zn (mg/kg M.S.)	2500	4000
Cd (mg/kg M.S.)	20	40

Deuxièmement, nous comparons les résultats avec les normes concernant la gestion des matières enlevées du lit et des berges des cours d'eau et plans d'eau du fait de travaux de dragage ou de curage (A.G.W., 10/06/99) qui sont présentées au tableau XXXX.

Les prélèvements sont à chaque fois un mélange de différents échantillons.

a) Orbais

Nous avons décidé de faire 2 prélèvements au vu du trajet préférentiel des eaux. L'un dans l'axe entrée – sortie et l'autre au centre du bassin. L'échantillonnage a eu lieu le 27 avril 2000.

Les résultats des dosages en métaux sont présentés au tableau XXXXI.

Tableau XXXXI : Résultats des analyses de sédiments du bassin d'Orbais.

Echantillons :	Zone Entrée – Sortie	Zone centrale
Pb (mg/kg M.S.)	88	85
Zn (mg/kg M.S.)	330	242
Cd (mg/kg M.S.)	1,4	2,1

Nous constatons des valeurs, en zinc, légèrement supérieures dans la zone de l'axe entrée – sortie (330 pour 242 mg/kg M.S.). La tendance s'inverse pour les concentrations en cadmium, la valeur la plus élevée étant mesurée au niveau du fond du bassin. En ce qui concerne le plomb, les teneurs sont plus ou moins constantes pour les 2 zones échantillonnées.

Toutes ces valeurs restent relativement faibles notamment par rapport aux valeurs limites de concentrations autorisées dans les boues destinées à l'épandage en agriculture indiquées au tableau XXXIX, ainsi qu'en comparaison avec les teneurs limites le l'Arrêté du Gouvernement Wallon (tableau XXXX) qui sont plus strictes.

Tableau XXXXII : Exemples de teneurs en métaux lourds rencontrées dans des sédiments d'autres bassin d'orage belges (G.I.R.E.A., 1983 et 1999).

	B.O. Cédrogne	B.O. Zonhoven	B.O. Landenne
Pb (mg/kg M.S.)	44 à 114	310 à 1668	113 à 246
Zn (mg/kg M.S.)	65 à 313	124 à 1332	381 à 1580
Cd (mg/kg M.S.)	0.5 à 2.8 (1999)	----- (1983)	----- (1983)

Si nous comparons ces chiffres aux données d'autres études concernant des bassins d'orage, nous constatons que nos mesures se trouvent dans la même gamme que celles observées au sein du bassin plurifonctionnel de Cédrogne. Par contre, elles sont sensiblement plus faibles que celles des 2 autres bassins. Les caractéristiques de ces 2 bassins sont importantes dans cette comparaison. A Zonhoven, nous avons à faire à un bassin de type fermé, ce qui y pénètre ne sera pas exporté et normalement s'accumulera. L'autre bassin est de type ouvert.

Notons que d'autres paramètres, comme le trafic, les conditions météorologiques jouent des rôles importants dans l'apport des métaux et le fonctionnement des bassins.

Simplement, nous constaterons que, pour le moment, les sédiments présents dans le bassin analysé peuvent faire l'objet d'un épandage sur terrain agricole car leurs teneurs en métaux lourds ne sont pas excessives, cependant il sera nécessaire de procéder à des analyses pour les curages ultérieurs, les teneurs en métaux pouvant augmenter.

b) Champion

Nous avons prélevé un seul échantillon, dans la zone du bassin présentant des boues d'aspect noirâtre et dégageant une forte odeur.

Tableau XXXXIII : Résultats des analyses des sédiments du bassin de Champion.

Echantillon :	B.O. Champion
Pb (mg/kg M.S.)	109
Zn (mg/kg M.S.)	361
Cd (mg/kg M.S.)	2
Mat. volatiles (%)	8.17
Mat. extr. solvant (mg/kg M.S.)	7.62
Hydrocarbures apolaires (mg/kg M.S.)	0.27
Test Sulfures	positif

Comme le montrent les résultats (tableau XXXXIII), les données concernant les métaux lourds se trouvent en-dessous des valeurs limites des normes de référence (tableaux XXXIX et XXXX).

Nous constatons que la pollution en métaux lourds des boues de ce bassin est faible, légèrement supérieure à celle constatée au bassin d'Orbais. Les apports routiers ne semblent donc pas, comme nous l'avons déjà constaté dans la caractérisation des eaux, constituer une menace importante au niveau du ruisseau d'Arquet (en ce qui concerne les métaux lourds).

Le dosage des matières volatiles nous informe sur les matières organiques présentes dans ces boues. Nous constatons que leur teneur de 8% semble faible en comparaison des 70 à 80% observés au sein des boues de station d'épuration. En comparaison, le G.E.A. avait mesuré des teneurs en matières volatiles dans les sédiments de B.O. allant de 6 à 68% montrant une grande variabilité des apports. Les matières extractibles représentent quant à elles les hydrocarbures totaux. Les concentrations de ceux-ci ne sont pas élevées (7.6 mg/kg M.S.), montrant un faible apport d'origine routière. Les teneurs en hydrocarbures apolaires (0.27 mg/kg M.S.) sont très largement en-dessous de la valeur maximale fixée par le Gouvernement Wallon (1500 mg/kg M.S.). Il faut savoir que ces produits dérivent des essences et mazouts, se dégradent rapidement et sont très volatiles. Le test S montre qu'il y a un dégagement de sulfures de la part des boues, ce qui prouve que les matières organiques subiraient une fermentation. Ce phénomène est peut-être responsable des faibles concentrations de matières organiques mesurées mais également des odeurs constatées aux alentours.

c) *Lavaux-Ste-Anne*

Un total de 3 prélèvements aurait dû être réalisé pour le bassin de Lavaux. Le premier sous-bassin n'a pu être échantillonné car aucun sédiment ne s'y dépose. Seules la zone de lagunage et la troisième partie du bassin ont donc été échantillonnées.

L'échantillon n°1 fut prélevé à l'entrée de la zone de lagunage, entre les pieds de massettes, où nous avons mesuré des hauteurs de sédiments de 15 cm aux bords à 55 cm au centre de la zone. Le second a été réalisé à partir d'un mélange de 3 prélèvements du sous-bassin terminal.

L'objectif était d'observer s'il apparaissait une diminution des concentrations en métaux lourds entre les différentes parties constitutives du bassin de par l'efficacité de la zone de lagunage, les macrophytes jouant certainement un rôle non négligeable dans l'abattement de ce genre de polluants par rétention des particules et par concentration des substances toxiques.

Tableau XXXXIV : Résultats des analyses de sédiments du bassin de Lavaux-Ste-Anne.

Echantillons :	Zone lagunage	Zone de stockage
Pb (mg/kg M.S.)	246	79.6
Zn (mg/kg M.S.)	1365	408
Cd (mg/kg M.S.)	3.6	1.3

Tout d'abord, nous constatons que les données (tableau XXXXIV) se situent toutes en-dessous des valeurs guides de la directive CEE du 12/06/1986. Par contre, au niveau de la norme wallonne, nous constatons que les teneurs en zinc dans la zone de lagunage sont supérieures à la valeur fixée de 1200 mg/kg M.S., notons également que les concentrations en plomb sont proches des teneurs limites autorisées (250 mg/kg M.S.).

Ensuite, nous pouvons, en regardant les différences entre les concentrations des 2 échantillons, constater une diminution entre les concentrations de métaux dans les 2 parties analysées. Nous devons tenir compte dans l'interprétation des résultats que la zone plantée accumule les sédiments sur une surface réduite par rapport à la zone de stockage ; de plus, nous avons certainement prélevé des racines de Typha (qui concentrent les métaux) en même temps que les sédiments. Nous pouvons cependant estimer que la zone de lagunage remplit son rôle dans l'abattement de la pollution en métaux lourds, ainsi que certainement au niveau de la rétention des sédiments.

IV.3. Biodiversité

IV.3.1. Développement des végétations

Nous avons procédé à un recensement des végétaux présents sur le site des bassins. Trois niveaux du milieu ont été inventoriés : le talus en haut des berges, les berges proprement dites et le centre du bassin qu'il soit ou non sous eau.

Cet inventaire a pour but de connaître les espèces qui s'implantent spontanément dans ce type de milieu et qui y subsistent.



Figure 34 : Représentation schématique de la répartition des végétaux au sein du bassin d'Orbaix.

Une approche de l'écologie des espèces rencontrées sera faite dans certains cas pour nous aider à comprendre la présence de végétaux à tel endroit, sous telles conditions. Les macrophytes présents dans chaque bassin y seront étudiés du point de vue écologique pour chaque site inventorié. Les espèces du haut des berges seront intéressantes au niveau de l'intégration du bassin dans le paysage.

a) Orbais

Les 2 campagnes de terrain nous ont permis de déterminer sur le site du bassin 32 espèces végétales. Le tableau XXXXV nous présente leur répartition.

Au sein du bassin, les 5 espèces que nous retrouvons sont quasi toutes semi-aquatiques, il s'agit de l'éléocharis des marais (*Eleocharis palustris*), du plantain d'eau (*Alisma plantago-aquatica*), de la massette à larges feuilles (*Typha latifolia*) et de la grande glycérie (*Glyceria maxima*). Une seule espèce aquatique a été répertoriée, il s'agit de la petite lentille (*Lemna minor*) qui peut coloniser presque toute la superficie en eau du bassin. Une représentation schématique de la répartition des végétaux des berges et du bassin a été réalisée (figure 34).

Les berges sont essentiellement colonisées au niveau des fissures présentes à tous les intervalles d'environ 5 m entre les plaques de béton. Une zone mieux colonisée se trouve au niveau du canal d'entrée des eaux dans le bassin. Nous retrouvons 3 espèces d'arbres, généralement situées à proximité de l'étendue d'eau. Il s'agit de l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*), du frêne commun (*Fraxinus excelsior*) et du sureau noir (*Sambucus nigra*), espèces communément rencontrées aux abords des ruisseaux. Elles jouent un rôle dans l'intégration paysagère du bassin.

Au niveau du haut des berges, nous n'avons constaté la présence que d'une seule essence arbustive, le cerisier à grappe (*Prunus padus*). Les 3 exemplaires rencontrés ne permettent pas de masquer l'ouvrage bétonné constituant le bassin. L'espace est essentiellement colonisé par des espèces des friches telles que : l'épilobe en épi (*Epilobium angustifolium*), le cirse des champs (*Cirsium arvense*)...Notons que 6 espèces sur les 12 retrouvées sur les berges peuplent également le haut de ces mêmes berges.

D'un point de vue écologique, nous retrouvons, sur la berge, certaines espèces nitrophiles : la berce (*Heracleum sphondylium*), l'ortie dioïque (*Urtica dioica*), des espèces à large amplitude trophique comme, par exemple, la baldingère (*Phalaris arundinacea*). La présence de ces plantes et l'absence d'essences plus sensibles indiquent la possibilité de perturbation du milieu, certainement à mettre en rapport avec la qualité des eaux et du milieu environnant : autoroute et champs cultivés.

Au niveau des macrophytes, le plantain d'eau (*Alisma plantago-aquatica*) et la massette (*Typha latifolia*) se retrouvent généralement au bord et sur des atterrissements au sein d'eau stagnante avec un léger courant mais à caractère méso- à eutrophe. Les milieux eutrophes et stagnants sont aussi les sites de prédilection de la petite lentille (*Lemna minor*). Les grandes glycéries (*Glyceria maxima*), quant à elles, peuvent être présentes dans des milieux légèrement pollués. Quant aux glycéries flottantes, elles possèdent une large amplitude trophique.

b) Daussoulx

Dans ce cas, la prospection s'est faite sans distinction des berges et haut de berges car l'entièreté du site est naturelle et aucune différence notable n'a été constatée dans la diversité des espèces en présence. Nous avons ainsi dénombré un total de 42 espèces (tableau XXXXVI).

La seule espèce présente au sein du bassin est la petite lentille (*Lemna minor*), il s'agit d'une plante aquatique.

Nous avons rencontré 8 espèces d'arbres sur le site, surtout le long du ruisseau avec, entre autres, plusieurs saules blancs (*Salix alba*), le frêne commun (*Fraxinus excelsior*), le tilleul à grandes feuilles (*Tilia platyphyllos*) et le cornouiller sanguin (*Cornus sanguinea*). D'autres espèces sont présentes à proximité du pied des berges comme l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) et le bouleau verruqueux (*Betula pendula*).

Tableau XXXXVIII : Relevé de la diversité floristique du B.O. d'Achène1.

Nom latin :	Nom vernaculaire :	Ecologie des espèces
Berges naturelles + envahissement du B.O.		20 espèces
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Erable sycomore	neutrocline à large amplitude
<i>Acer platanoides</i> L.	Erable plane	neutrocline, sols riches en azote
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Cerisier tardif	mésohyrophile
<i>Betula alba</i> L.	Bouleau pubescent	mésohyrophile
<i>Betula pendula</i> Roth	Bouleau verruqueux	s'adaptant à tous les substrats
<i>Corylus avellana</i> L.	Noisetier	neutrocline à large amplitude
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Cornouiller sanguin	calcicline, sols riches
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Aubépine monogyne	large amplitude
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	Sorbier des oiseaux	très large amplitude
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop	Tilleul à grandes feuilles	neutrocalcicole, sols riches
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Frêne commun	neutronitrocline, sols mésotrophes
<i>Salix aurita</i> L.	Saule à oreillettes	hygrophile acidiphile
<i>Angelica sylvestris</i> L.	Angélique sauvage	hygrocline, sols riches en nutriments
<i>Tussilago farfara</i> L.	Tussilage	héliophile de sols frais
<i>Lamium galeobdolon</i> (L.) L.	Lamier jaune	neutrocline à large amplitude
<i>Teucrium scorodonia</i> L.	Germandrée commune	acidiphile, sols pauvres en nutriments
<i>Stachys sylvatica</i> L.	Epiaire des bois	neutronitrophile hygrocline
<i>Fragaria vesca</i> L.	Fraisier sauvage	neutrocline à large amplitude
<i>Valeriana repens</i> Host.	Valériane officinale à rejets	nitrophile, sols riches en nutriments
<i>Viola</i> sp.	Violette	
Zone à Saules		12 espèces
<i>Salix aurita</i> L.	Saule à oreillettes	hygrophile acidiphile
<i>Salix</i> sp.	Saules	
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Plantain d'eau	eaux méso- à eutrophes, fond vaseux
<i>Rorippa islandia</i> (Oeder ex Gun.) Borbas	Faux cresson	
<i>Vicia cracca</i> L.	Vesce à épis	neutrocline à large amplitude
<i>Juncus effusus</i> L.	Jonc épars	sols moyennement riches en nutriments
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Lycophe d'Europe	hygrophile à large amplitude
<i>Mentha aquatica</i> L.	Menthe aquatique	
<i>Poa annua</i> L.	Paturin annuel	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Agrostide blanche	mésohyrophile, sols riches en azote
<i>Ranunculus repens</i> L.	Renoncule rampante	mésohyrophile
<i>Ranunculus acris</i> L.	Renoncule acre	large amplitude
Zone à Typha		8 espèces
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Plantain d'eau	eaux méso- à eutrophes, fond vaseux
<i>Carex spicata</i> Huds.	Laïche en épis	neutrocline, sols riches en nutriments
<i>Equisetum palustre</i> L.	Prêle des marais	large amplitude
<i>Juncus Compressus</i> Jacq.	Jonc à tête comprimée	
<i>Juncus glaucus</i> Sibth.	Jonc glauque	
<i>Mentha aquatica</i> L.	Menthe aquatique	
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Beauv.	Canche cespiteuse	hygrocline, sols assez riches en nutriments
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à larges feuilles	eaux méso- à eutrophes, large amplitude
Zone sous eau proche de la sortie		11 espèces
<i>Matricaria chamomilla</i> L.	Matricaire camomille	
<i>Cirsium</i> sp.	Cirse	
<i>Juncus effusus</i> L.	Jonc épars	sols moyennement riches en nutriments
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Lycophe d'Europe	hygrophile à large amplitude
<i>Mentha aquatica</i> L.	Menthe aquatique	
<i>Poa annua</i> L.	Paturin annuel	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Agrostide blanche	mésohyrophile, sols riches en azote
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	Patience des eaux	hygrophile, eaux eutrophes
<i>Polygonum persicaria</i> L.	Renouée persicaire	large amplitude
<i>Ranunculus repens</i> L.	Renoncule rampante	mésohyrophile
<i>Valeriana repens</i> Host.	Valériane officinale à rejets	nitrophile, sols riches en nutriments

La trentaine d'espèces également répertoriée est caractéristique des prés de fauche excepté la menthe aquatique (*Mentha aquatica*) et la petite berle (*Berula erecta*) que nous retrouvons au pied des berges. Nous avons déterminé, entre autres, la carotte sauvage (*Daucus carotta*), le plantain lancéolé (*Plantago lanceolata*), le fromental (*Arrhenatherum elatius*), etc.

Au niveau de l'écologie des espèces, dans ce cas, les informations sur le milieu aquatique nous sont données par la seule espèce typiquement aquatique rencontrée, la petite lentille d'eau (*Lemna minor*). Il s'agit comme nous l'avons vu à Orbais d'une plante à large valence écologique préférant même les eaux stagnantes méso- à eutrophes, comme celles rencontrées dans ce bassin.

c) *Champion*

Le bassin de Champion a été prospecté à 2 niveaux (tableau XXXXVII). Premièrement, nous avons visité les berges ainsi que la zone boisée entourant ces berges (uniquement au niveau des arbres). Ensuite, nous avons étudié la végétation présente au niveau du bassin. Le sol du B.O. est recouvert d'une végétation assez diversifiée. Elle provient des caractéristiques propres au bassin, son inondation complète est rare, un mince film d'eau peut parfois y séjourner quelques jours. De plus, nous avons constaté, lors des campagnes de caractérisation des eaux, que des apports organiques pouvaient arriver par le ruisseau d'Arquet, ce qui offre les nutriments en suffisance pour une végétation caractéristique de ce genre de milieu eutrophe.

Quelques remarques sont à émettre après la lecture du tableau XXXXVII. Le nombre élevé d'espèces (51) résulte essentiellement du fait que le bassin est colonisé par des végétaux profitant de l'humidité du site, de l'absence d'un plan d'eau permanent et des éléments nutritifs en excès. D'ailleurs, de nombreuses essences sont de type nitrophile comme, par exemple, le bidente tripartite (*Bidens tripartita*), l'armoïse commune (*Artemisia vulgaris*) et la grande bardane (*Arctium lappa*).

Nous avons répertorié 11 espèces au niveau des berges, il faut signaler qu'il s'agit d'arbres plantés par le M.E.T. et de quelques arbustes venus s'implanter en sous-bois et au pied de la berge.

Les principales espèces plantées sont le bouleau pubescent (*Betula alba*), l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*), le marronnier d'Inde (*Aesculus hippocastanum*) et le charme (*Carpinus betulus*). Les espèces plutôt invasives rencontrées sont l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*), le sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*) et l'aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*).

L'écologie des espèces du bassin semble intéressante. Il s'agit souvent d'espèces de friches, talus et terrains vagues (*Daucus carotta*, *Taraxacum* sp., *Capsella bursa-pastoris*, etc.), nécessitant un sol humide ou les abords de cours d'eau (*Bidens tripartita*, *Artemisia vulgaris*, *Cardamina amara*, etc.), le caractère nitrophile de certaines est important (*Symphytum officinale*, *Dipsacus fullonum*, *Allaria petiolata*, *Arctium lappa*, etc.).

En ce qui concerne les quelques essences de plantes semi-aquatiques, les massettes sont des végétaux qui supportent des taux de pollution importants, on les retrouve dans des milieux pollués et eutrophes.

d) *Achène 1*

Pour l'étude des végétations de ce bassin, nous avons distingué 2 grandes zones, le bassin en lui-même et une zone boisée sur la berge naturelle et le pourtour du bassin.

Nous avons rencontré, toutes espèces confondues, 41 essences différentes. Le tableau XXXXVIII nous les présente.

A la lecture de ce tableau, nous constatons que le bassin semble présenter une plus grande diversité d'espèces avec 27 espèces par rapport à la berge naturelle qui n'en compte que 20. Cependant, au moins 4 espèces ont été rencontrées aussi bien dans le bassin que sur les berges. Il s'agit du saule à oreillettes (*Salix aurita*), du bouleau verruqueux (*Betula pendula*) pour les arbres, de la valériane officinale à rejets (*Valeriana repens*) et de la renoncule aigre (*Ranunculus acris*), entre autres, pour les espèces herbacées.

Tableau XXXIX : Relevé de la diversité floristique du B.O. de Lavaux-Ste-Anne.

<u>Nom latin :</u>	<u>Nom vernaculaire :</u>	<u>Ecologie des espèces</u>
Zone de sédimentation et berges 1er bassin		6 espèces
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à larges feuilles	eaux méso- à eutrophes, large amplitude
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmberg	Grande glycérie	eaux eutrophes ou légèrement polluées
<i>Juncus effusus</i> L.	Jonc épars	sols moyennement riches en nutriments
<i>Juncus</i> sp.	Jonc	
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Jonc des chaisiers	hygrophite
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Morelle douce-amère	nitrophile, sols riches en azote
Berges et talus		14 espèces
<i>Rubus idaeus</i> L.	Framboisier	neutrocline à large amplitude
<i>Carex hirta</i> L.	Laïche hérissée	acidicline, sols assez riches en nutriments
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	Cabaret des oiseaux	nitrophile
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Millepertuis commun	neutrocline à large amplitude
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Lierre terrestre	neutronitrophile hygrocline
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantain lancéolé	large amplitude
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Morelle douce-amère	nitrophile, sols riches en azote
<i>Urtica dioica</i> L.	Ortie dioïque	neutronitrophile hygrocline
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Aulne glutineux	sols +/- riches, alimentés en eau
<i>Betula pendula</i> Roth	Bouleau verruqueux	s'adaptant à tous les substrats
<i>Quercus robur</i> L.	Chêne pédonculé	neutrocline à large amplitude
<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	Pommier	très large amplitude
<i>Salix purpurea</i> L.	Saule pourpre	mésohygrophile neutrocline, sols azotés
<i>Salix viminalis</i> L.	Saule des vanniers	mésohygrophile neutrocline, sols azotés
2ème bassin		18 espèces
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	Cerfeuil sauvage	neutronitrocline, sols riches en azote
<i>Cirsium arvense</i> L. Scop.	Cirse des champs	neutronitrocline, sols riches en nutriments
<i>Carex hirta</i> L.	Laïche hérissée	acidicline, sols assez riches en nutriments
<i>Carex</i> sp.	Laïche	
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Jonc des chaisiers	hygrophile
<i>Juncus effusus</i> L.	Jonc épars	sols moyennement riches en nutriments
<i>Juncus inflexus</i> L.	Jonc glauque	
<i>Juncus</i> sp.	Jonc	
<i>Mentha aquatica</i> L.	Menthe aquatique	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Agrostide blanche	mésohygrophile, sols riches en azote
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmberg	Grande glycérie	eaux eutrophes ou légèrement polluées
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	Patience des eaux	hygrophile, eaux eutrophes
<i>Potentilla reptans</i> L.	Potentille rampante	neutrocline à amplitude moyenne
<i>Galium cruciata</i> (L.) Scop.	Gaillet à croisette	neutronitrocline
<i>Galium aparine</i> L.	Gratteron	neutronitrophile hygrocline
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	Linaire commune	très large amplitude
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Morelle douce-amère	nitrophile, sols riches en azote
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à larges feuilles	eaux méso- à eutrophes, large amplitude

Nous avons constaté à l'intérieur du bassin la formation de plusieurs zones distinctes (figure 35). Nous observons une division en 4 grandes zones selon des critères d'abondance d'une ou plusieurs espèces caractéristiques. Premièrement, il y a une zone boisée (vert foncé) sur la berge naturelle qui envahit le bassin aux alentours de l'entrée, même du côté de la berge bétonnée. Deuxièmement, nous observons au pied de la zone boisée un espace où les saules sont prépondérants (vert clair). Deux petites zones jouxtent cette 2^{ème} grande zone à saules. Au bord du petit plan d'eau de l'entrée se trouve une colonie de lycopes d'Europe (*Lycopus europaeus*). Au centre du bassin, ces lycopes se mélangent avec des joncs pour former un ensemble séparé des zones voisines.

La 3^{ème} grande zone est largement colonisée par les massettes à larges feuilles (orange) sur une grande partie du bassin. C'est au sein de cette zone que les eaux s'écoulent préférentiellement avant de remplir l'ensemble du bassin. La dernière zone se trouve à proximité de la sortie et reste la plupart du temps sous eau, elle présente une dizaine d'espèces pouvant supporter la vie les pieds dans l'eau comme le jonc épars (*Juncus effusus*) ou la menthe aquatique (*Mentha aquatica*).

Nous remarquons donc une succession végétale de la zone inondée vers le bois, en passant par une zone encore souvent inondée où les végétaux retiennent des sédiments, ensuite vient une zone humide de végétaux ligneux, moins fréquentée par les eaux.

Les végétaux prépondérants pour l'ensemble du bassin sont donc les saules (*Salix spp.*), les massettes à larges feuilles (*Typha latifolia*), les joncs avec 3 espèces (*Juncus effusus*, *J. compressus* et *J. glaucus*) et le lycope d'Europe (*Lycopus europaeus*).

Au niveau de la berge naturelle et de la zone boisée, nous avons rencontré un mélange relativement hétérogène d'arbres comprenant, par exemple, les érables sycomore et plane (*Acer pseudoplatanus* et *A. platanoides*), le noisetier (*Corylus avellana*), le bouleau pubescent (*Betulus alba*) et quelques chênes sessiles (*Quercus petraea*).

Au niveau du bassin, l'écologie des espèces en présence nous montre qu'il s'agit d'un milieu moins perturbé car nous rencontrons des espèces sensibles et assez rares comme la matricaire camomille (*Matricaria chamomilla*), la renouée persicaire (*Polygonum persicaria*) ou le rorippe faux cresson (*Rorippa islandia*) mais aussi des végétaux moins exigeants d'un point de vue trophique comme l'agrostide blanche (*Agrostis stolonifera*) et la valériane officinale à rejets (*Valeriana repens*).

Les macrophytes présentent des espèces à larges amplitudes ionique et trophique comme le jonc épars (*Juncus effusus*), la prêle des marais (*Equisetum palustre*) et la massette (*Typha latifolia*), des formes plus rares comme le jonc à tiges comprimées (*Juncus compressus*), des essences poussant aux bord des eaux stagnantes à caractère eutrophisé comme la patience des eaux (*Rumex hydrolapathum*) ou dans des eaux eutrophisées comme le plantain d'eau (*Alisma plantago-aquatica*).

e) Lavaux-Ste-Anne

Les prospections de terrains ont permis de déterminer 31 espèces végétales au niveau des 3 parties composantes du bassin et des talus boisés entourant le bassin (tableau XXXXIX). Nous avons également réalisé une représentation schématique de la répartition des végétaux pour ce bassin (figure 36).

Notons premièrement que les 6 espèces retrouvées au niveau du sous-bassin de dessablage et de la lagune sont également représentées au niveau de la 2^{ème} partie. Le peu de diversité dans la 1^{ère} partie s'explique par le fait qu'elle est entièrement bétonnée, qu'elle manque de substrat sur le fond et présente une hauteur d'eau conséquente (au moins 1 m) empêchant la colonisation par les plantes aquatiques. Les seules zones à végétations sont les pieds de berges au niveau du talus, offrant un substrat pour l'implantation et les sédiments retenus par la zone de lagunage plantée (par le MET) de massettes à larges feuilles (*Typha latifolia*). Deuxièmement, une espèce se retrouve dans les 3 milieux, il s'agit de la morelle douce-amère (*Solanum dulcamara*). Elle peut pousser dans les sous-bois humides, jusque les pieds dans une eau stagnante et généralement eutrophe.

Nous avons rencontré, dans le 1^{er} sous-bassin et la lagune, essentiellement des végétaux semi-aquatiques comme la grande glycérie (*Glyceria maxima*), le jonc des chaisiers (*Scirpus lacustris*) et le jonc épars (*Juncus effusus*) qui n'est pas typiquement semi-aquatique mais qui nécessite un milieu très humide. Notons que la zone de lagunage semble s'agrandir par colonisation d'une partie du sous-bassin de stockage, sur une zone où la présence d'eau se fait plus ressentir que pour le reste du sous-bassin.

Le 2^{ème} sous-bassin présente une plus grande diversité d'espèces, l'espace à coloniser étant plus facilement accessible et les inondations très occasionnelles. Nous avons déterminé, entre autres, la laîche hérissée (*Carex hirta*), le cerfeuil sauvage (*Anthriscus sylvestris*) et le cirse des champs (*Cirsium arvense*), espèces des friches et prairies de fauche. Des végétaux préférant les lieux humides et la proximité de cours d'eau ou d'étangs comme le jonc glauque (*Juncus inflexus*) que nous retrouvons dans la zone la plus humide de cette partie, la menthe aquatique (*Mentha aquatica*) ou la patience des eaux (*Rumex hydrolapathum*).

Les talus sont colonisés par des arbres tels que les saules pourpres et des vanniers (*Salix purpurea* et *S. viminalis*), l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) et le bouleau verruqueux (*Betula pendula*). Des espèces herbacées comme le millepertuis commun (*Hypericum perforatum*), la laîche hérissée (*Carex hirta*) et le plantain lancéolé (*Plantago lanceolata*) peuplent également les berges et le sous-bois.

D'un point de vue écologique, le sous-bassin 2 présente des végétaux nitrophiles comme le cirse des champs (*Cirsium arvense*) et le gratteron (*Galium aparine*) ou peu sensibles au niveau trophique du sol comme l'agrostide blanche (*Agrostis stolonifera*). Le gaillet à croisette (*Galium cruciata*) préfère le bord des eaux mésotrophes à eutrophes.

Quant aux macrophytes présents, ils ont pour la plupart déjà été cités. Le jonc des chaisiers (*Scirpus lacustris*) croît préférentiellement dans des eaux mésotrophes et tolère assez bien la pollution. Il s'agit tout de même d'une espèce assez rare.

IV.3.2. Rôle épuratoire dans la pollution en métaux lourds

Nous avons choisi de mettre en évidence le rôle des végétaux, dans la concentration des métaux lourds au sein de leurs tissus, au niveau de la zone de lagunage du bassin de Lavaux-Ste-Anne. L'objectif est de savoir si les massettes à larges feuilles (*Typha latifolia*), plantées par le MET, tiennent une place importante dans l'efficacité du bassin.

Nous avons donc fait doser par le Cebedeau (Liège) les concentrations en plomb, zinc et cadmium au niveau des 3 parties de la plante, à savoir les racines, la tige et les feuilles.

Tableau XXXXX : Concentrations en métaux lourds rencontrées dans les sédiments et les massettes à larges feuilles.

Echantillons	Sédiments		Typha latifolia					
	Lagune	Stockage	Racines	Témoin	Tige	Témoin	Feuilles	Témoin
Pb (mg/kg M.S.)	246	79.6	52.6	8.0	5.5	2.1	4.0	1.3
Zn (mg/kg M.S.)	1365	408	444	26	54.6	30	60.4	17
Cd (mg/kg M.S.)	3.6	1.3	1.3	0.45	0.1	0.11	0.1	0.16

En ce qui concerne les massettes, nous constatons (tableau XXXXX) que les teneurs en métaux les plus élevées se retrouvent au niveau des racines, il y a un facteur 10 entre les teneurs dans les racines et celles mesurées dans les autres parties de la plante.

Cette constatation confirme la remarque, que nous avons formulée, concernant les teneurs en métaux plus élevées observées dans les sédiments de la zone de lagunage (cf. IV.2.2.)

En comparaison avec le plant témoin provenant de l'étang du Sommerain (données G.I.R.E.A., 1999), nous constatons que les teneurs rencontrées dans le plant du bassin sont supérieures à celles mesurées pour le plant témoin. Les racines concentrent sans doute mieux les métaux que le reste de la plante. Cette constatation est normale car les racines sont les parties du végétal qui sont en permanence en contact avec les polluants présents dans les eaux et surtout dans les sédiments. De plus, il s'agit de l'organe important dans la nutrition, porte d'entrée aux métaux lourds. Constatons également une diminution des concentrations de métaux au fur et à mesure du chemin vers le sommet. La circulation des métaux vers les parties facilement exportables ne paraît pas élevé, nous remarquons tout de même une différence des teneurs par rapport au plant témoin.

IV.3.3. Les macroinvertébrés dans les bassins d'orage

Nous avons échantillonné, d'une part, les communautés au sein des différents bassins afin d'évaluer la diversité que peut offrir ce genre de milieu et de connaître leur état de perturbation de par l'écologie des espèces présentes. D'autre part, nous avons estimé l'efficacité de 2 bassins par la comparaison des peuplements benthiques vivant en amont et en aval du point de rejet des eaux dans le milieu récepteur.

a) Orbais

Nous avons récolté au sein des différents milieux du bassin 215 individus appartenant à 16 familles différentes (tableau XXXXXI). Les taxons les mieux représentés sont les Chironomidés (132 individus), les Lumbriculidés (15 ind.) et les Sphaeridés du genre *Pisidium* avec 14 individus.

Nous constatons que la diversité est relativement faible (0.696) comparée à la diversité théorique maximale de 1.230 (= $\log n$). Cette valeur de l'indice de Shannon est logique car le peuplement est dominé par les Chironomidés, qui ont l'abondance relative la plus élevée avec 61%. Cette tendance se confirme à la lecture de l'équitabilité, variant de 0 à 1, qui nous montre un déséquilibre évident au sein de la communauté pour la même raison.

Les espèces rencontrées sont connues pour leur résistance à la pollution (Chironomidés, Oligochètes, Sphaeridés et Lymnaeidés). Des espèces plus sensibles ont également été déterminées mais leur abondance était faible (Baetidés *Cloeon*, Coenagrionidés des genres *Pyrrhosoma* et *Coenagrion*). Il faut ajouter que lors de l'échantillonnage du bassin, de nombreuses exuvies d'Odonates ont été rencontrées sur la végétation. Nous avons pu en prélever 2 exemplaires complets (fragilité des spécimens) qui s'avéraient du genre *Coenagrion*, dont nous n'avons pas tenu compte car ils ne se trouvaient pas dans le milieu échantillonné (l'eau) et ne changeaient significativement rien au résultats.

b) Daussoulx

Dans le cas de ce bassin, nous avons récolté une centaine d'individus appartenant, comme à Orbais, à 16 familles différentes (tableau XXXXXI). Nous remarquons qu'ici aussi les Chironomidés sont les mieux représentés avec 50 individus. Suivent les Lumbriculidés avec 16 individus.

Remarquons que la diversité et l'équitabilité semblent meilleures que dans le cas du B.O. d'Orbais, les valeurs sont respectivement de 0.831 et 0.676. Nous constatons tout de même que le peuplement est déséquilibré par l'abondance des Chironomidés (46% d'abondance relative).

Nous avons rencontré les mêmes types d'espèces qu'au bassin d'Orbais. Les moins sensibles à la pollution sont, entre autres, les Chironomidés, les Oligochètes, les Achètes et mollusques. Nous avons rencontré un éphémère du genre *Cloeon* et une odonate du genre *Aeschna* légèrement plus sensible aux polluants.

c) Wanlin

Nous avons déterminé pour le B.O. de Wanlin un échantillon de 157 individus (tableau XXXXXI). Le nombre de familles représentées est de 15. Les taxons les mieux représentés sont plus nombreux avec les Tubificidés (43 ind.), les Dytiscidés (32 ind.), les *Sialis* (25 ind.) et enfin les Baetidés du genre *Cloeon* dont nous avons rencontré 15 individus.

Le peuplement semble donc mieux équilibré, l'abondance maximale étant de 27% pour les Tubificidae, comme le montre la valeur plus élevée de l'équitabilité (0.775). Nous constatons également que la diversité est bien meilleure que dans les autres cas, elle avoisine les 0.9 (la valeur maximale théorique étant ici de 1.17).

Les espèces rencontrées sont composées d'organismes polluo-sensibles (*Cloeon*, *Lestes*), mieux représentés que pour les autres bassins, et résistants à la pollution (Tubificidés, Achètes).

d) Lavaux-Ste-Anne

En ce qui concerne le bassin de Lavaux, nous avons répertorié 115 individus n'appartenant plus qu'à 12 familles différentes. Nous avons rencontré des Dytiscidés (31 ind.), des Helophoridés du genre *Helophorus* (23 ind.), des Chironomidés (19 ind.) et des Notonectes (17 ind.).

Nous constatons que le peuplement, malgré le peu de familles représentées, offre une bonne diversité (0.858) comparée à la valeur maximale théorique de 1.07. L'équitabilité, quant à elle, montre la valeur la plus importante par rapport aux autres bassins (0.795) grâce à l'abondance relativement modérée de chaque taxon.

Les espèces rencontrées sont, comme pour les autres bassins, dominées par les formes résistantes à la pollution (Chironomidés, mollusques) par rapport au nombre restreint d'espèces sensibles comme *Pyrrosoma*.

e) Groupes fonctionnels trophiques

Après le classement des taxons rencontrés dans les 5 groupes trophiques, nous avons calculé l'abondance relative, des différents groupes, que nous avons reportés sur la figure 37.

Nous constatons d'emblée que le peuplement le mieux équilibré est celui du bassin de Wanlin, comme les chiffres de l'équitabilité l'avaient déjà fait apparaître. Nous observons une légère dominance des collecteurs composés, entre autres, des Tubificidés et des Ephémères *Cloeon*.

Nous pouvons expliquer cet équilibre de par l'aspect naturel du bassin, possédant un plan d'eau important et des apports d'eau variés. Les substrats, constitués de graviers de tailles assez grossières (\varnothing de 5 à 10 cm), sont intéressants pour les racleurs. Les collecteurs sont certainement favorisés par les apports organiques de la station d'épuration, ce qui explique leur légère dominance. Quant aux décomposeurs, leur faible représentativité provient certainement du peu d'apport de matières organiques grossières pouvant provenir du bassin versant boisé (arrivée d'eau nulle durant cette période) et du peu d'arbres bordant le plan d'eau. La faible proportion de filtreurs s'explique par le fait que les Chironomidés sont les seuls filtreurs rencontrés, certainement par manque de dépôts fins et riches en matières organiques.

Le bassin de Lavaux présente une composante de décomposeurs mieux représentée, l'apport de matières organiques grossières étant assuré par le peuplement de saules sur les talus et les nombreux végétaux aquatiques. Les collecteurs ont une abondance relative faible, sans doute car ils se nourrissent de matières organiques fines essentiellement trouvées sur le fond. Nous n'avons pas sondé l'entièreté du sous-bassin mais les parties faciles d'accès présentaient un habitat favorable aux nombreux filtreurs (Chironomidés et Sphaeridés) qui se nourrissent de la microflore et de débris végétaux. Le peu de substrats naturels explique la faible proportion de racleurs. Les prédateurs sont essentiellement représentés par des organismes nageurs comme les Notonectes profitant d'un plan d'eau important.

A Daussoulx, nous constatons que la communauté est dominée par 2 classes trophiques. Les filtreurs prolifèrent grâce aux apports de matières organiques fines provenant certainement des eaux usées amenées par le ruisseau du Frizet. L'abondance de sédiments fins offre un milieu de prédilection pour les Chironomidés entre autres. Les collecteurs qui se nourrissent aussi de fines particules de matières organiques sont bien représentés essentiellement grâce aux Lumbriculidés vivant dans la vase. Le peu d'apport en matières organiques grossières, expliqué par le manque de végétation ligneuse des berges et par une décomposition préalable de ces matières dans le ruisseau, est à l'origine de la faible proportion de décomposeurs rencontrée. Le manque de substrats rocheux peut être la cause du manque de racleurs. Les prédateurs sont moins représentés que pour les bassins de Lavaux et Wanlin, conséquence de la perturbation du milieu. Ils se trouvent au sommet de la chaîne trophique.

Nous constatons la dominance des filtreurs dans le cas du bassin d'Orbais. L'explication serait que les apports importants de matières organiques fines proviendraient des eaux de ruissellement sur terrains agricoles, le substrat fin du bassin profite à l'implantation des Chironomidés. Le caractère bétonné de l'ouvrage diminue la diversité des substrats et certainement celle des racleurs. Les décomposeurs sont quasi absents car les apports de matières organiques grossières (chute de feuilles) sont quasi nuls.

IV.3.4. Les macroinvertébrés dans les cours d'eau récepteurs

Le but était de connaître l'efficacité des bassins d'orage par l'intermédiaire de l'analyse des communautés de macroinvertébrés en amont et aval d'un rejet qui pouvait entraîner des changements dans la structure des peuplements.

a) Ruisseau des Ouaves

La comparaison des communautés de macroinvertébrés (tableau XXXXXII), récoltées en amont et aval du point de confluence avec le Rî Pierre, est intéressante. Nous obtenons des résultats pour les indices biotiques (IB et IBGN) semblables pour les 2 stations. La diminution de l'indice biotique résulte de la prise en compte d'un nombre d'unités systématiques inférieur en aval car la richesse taxonomique diminue légèrement, nous perdons entre autres les Lumbriculidés, les Psychodidés et les Corixidés. Nous constatons par contre au niveau de la diversité et de l'équitabilité une augmentation entre l'amont et l'aval, ce qui paraît normal car le peuplement amont est dominé par les Leptophlebiidés du genre *Habrophelia* avec 138 individus sur 278 récoltés. La communauté aval semble posséder une structure mieux équilibrée du point de vue abondance relative des différents taxons en présence.

Ces données nous permettent de dire que nous n'observons pas d'effet négatif en aval du point de rejet. Nous pouvons corréliser ces résultats avec les analyses physico-chimiques des eaux rejetées du bassin de Wanlin 2 pendant la campagne d'été. Nous n'y avons pas observé de pollution assez élevée pour provoquer des dommages dans le milieu récepteur. Notons également que le Rî Pierre parcourt quelques centaines de mètre avant de se jeter dans le ruisseau des Ouaves, une éventuelle épuration des rejets pouvant s'y produire. L'augmentation de la diversité et de l'équitabilité pourrait résulter de la formation d'un milieu plus stable après la confluence de par l'apport d'une quantité d'eau supplémentaire en période d'étiage.

Au niveau des groupes fonctionnels trophiques (figure 38), nous observons également une population mieux équilibrée en aval qu'en amont du rejet. Le peuplement amont est dominé par les collecteurs dont le représentant essentiel est l'éphémère *Habrophelia*, espèce sensible dont l'abondance diminuera assez fortement en aval. Nous constatons que les effectifs de filtreurs et de prédateurs sont faibles par rapport aux autres groupes trophiques mais aussi en comparaison avec leur population aval. Au niveau des filtreurs, la différence réside en un nombre de Chironomidés inférieur en amont qu'en aval (12 et 48 ind.). En ce qui concerne les prédateurs, l'équilibre de leur population aval provient du fait que les 5 taxons en présence ont une abondance modérée tandis que les prédateurs en amont ont une richesse taxonomique plus grande (7 taxons) mais sont peu représentés.

b) *La Wimbe*

Nous constatons d'emblée à la lecture des résultats qu'il n'y a pas d'impact des rejets sur les communautés d'invertébrés benthiques dans cette rivière. L'IB donne un chiffre semblable de 9 aux 2 stations. L'IBGN diminue d'une valeur de 14 à 13 par la prise en compte de 16 unités systématiques en aval pour 19 en amont alors que l'organisme utilisé comme repère de polluo-sensibilité (Plécoptères Capniidés du genre *Capnia*) reste identique pour les 2 zones. Nous remarquons, comme au ruisseau des Ouaves une diminution de la richesse qui passe de 24 à 21 taxons. Cependant, la tendance s'inverse au niveau de la diversité et de l'équitabilité qui augmente légèrement. Ce résultat est dû à la diminution d'individus récoltés au sein de la famille des Chironomidés, des genres *Ephemerella* et *Gammarus*, l'abondance de ces taxons est donc revue à la baisse équilibrant le peuplement.

Ces résultats ne sont pas étonnants car, lors des campagnes de caractérisation des eaux, nous n'avions pas relevé de pollution excessive en l'un ou l'autre polluant. Les seules concentrations élevées étaient constatées au niveau des sels. De plus, nous avons remarqué un manque d'utilisation de l'ouvrage de sortie, confinant les éventuels polluants dans le B.O.

En ce qui concerne les groupes trophiques, Les différentes classes sont représentées d'une façon relativement équilibrées dans les 2 stations. Notons que les racleurs sont les organismes les moins bien représentés. Nous n'avons rencontré que des Naididés et Lymnaeidés en nombre restreint (1 à 4 ind.). Le groupe des collecteurs subit une légère augmentation en aval de par une augmentation de l'abondance relative des Trichoptères (Séricostomatidés, Phryganeidés et Limnephilidés).

V. DISCUSSION ET **RECOMMANDATIONS**

V. Discussion et recommandations

Nous aborderons, dans cette partie, la discussion des résultats de manière à avoir une vue d'ensemble sur l'efficacité du fonctionnement écologique des bassins d'orage étudiés. Nous ferons également des propositions d'aménagement en vue de l'amélioration de leur rendement épuratoire, de leur intégration paysagère et de leur biodiversité.

Notre objectif était de déterminer si les bassins étudiés remplissaient les rôles écologiques mis en évidence dans la recherche bibliographique. Nous baserons notre discussion sur les 4 fonctions suivantes : décantation des matières en suspension, dilution des sels, épuration biologique et, accessoirement, sur le déshuilage et la protection des nappes phréatiques.

V.1. Bassin d'orage d'Orbais

V.1.1. Bilan de fonctionnement

a) Dilution des sels

L'étude détaillée de la pollution hivernale a permis de mieux cerner les défauts de fonctionnement. Les mesures continues de conductivité effectuées à l'entrée nous ont permis d'apprécier l'effet des sels sur les eaux le 18/02 avec un pic atteignant les 6950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspondant, d'après notre corrélation, à une concentration en chlorures dans le B.O. d'environ 2100 mg/l. Ces chiffres élevés sont confirmés par les différentes études menées par le G.I.R.E.A. (1984), l'impact des sels fut déjà constaté au B.O. de Landenne avec des teneurs en chlorures pouvant aller jusque 6000 mg/l.

Nous n'avons pu enregistrer, à la sortie, les mesures correspondantes au pic de pollution, l'abattement n'a donc pas pu être estimé directement par ces mesures. Cependant, nous avons pu, d'après l'estimation des flux, constater que le bassin ne remplissait pas son rôle dans l'abattement de la pollution en sels ; les flux d'entrée sont semblables aux flux de sortie. De plus, l'étude des débits nous a montré que le bassin stocke de relativement faibles quantités d'eau au cours d'un temps de séjour trop court, estimé à un maximum de 9 heures.

Les campagnes ponctuelles d'analyse physico-chimique des eaux confirment cette constatation et prouvent que les rejets en sels dans le réseau extérieur sont élevés, les concentrations en chlorures à la sortie peuvent atteindre 500 mg/l, valeur supérieure à la norme de qualité de base pour les eaux de surface (250 mg/l). Cette pollution a lieu durant la période hivernale car les mesures de conductivité et les teneurs en ions ne montrent plus d'excès lors de la campagne de juin.

La protection du réseau hydrographique récepteur n'est donc pas optimale et ce, pour différentes raisons. La conception du bassin veut que la sortie se trouve dans l'axe de l'entrée, les eaux suivent donc ce raccourci sans effectuer un parcours suffisant dans le bassin, le temps de séjour est donc diminué. Ensuite, malgré qu'il soit surdimensionné, il ne permet pas le stockage de masses d'eau importantes durant une période assez longue ; le fait que l'ouvrage de sortie se situe au pied de la berge (2 m de hauteur) ne permet pas au niveau d'augmenter avant le déversement. La dilution est inhibée à cause d'une retenue d'eau insuffisante, alors qu'il s'agit de la seule solution efficace pour combattre cette nuisance (G.I.R.E.A., 1984).

b) Décantation des matières en suspension

Nous avons remarqué des rejets importants, à la sortie, en matières en suspension pouvant dépasser 70 mg/l. Ces valeurs élevées pourraient être le résultat de la remise en suspension des sédiments constituant les nombreux atterrissements constatés au sein du bassin.

L'origine de ces particules serait due en majorité au bassin versant agricole (500000 m²) car les apports en MES sont plus élevés en hiver (48 mg/l) qu'en été (11 mg/l), la période hivernale étant caractérisée par l'absence de végétation sur les terres cultivables qui pourrait freiner l'érosion du sol par les précipitations.

Nous avons évalué une quantité de sédiments d'environ 770 m³ répartis sur une superficie de 3070 m². Cette répartition n'est pas homogène sur tout l'espace disponible, l'entièreté du bassin n'est pas utilisée, elle se fait suivant l'axe entrée – sortie avec les hauteurs les plus élevées à proximité de la sortie à cause de l'obstacle constitué par la berge. Ce volume s'apparente bien avec les 3000 m³ de matériaux que reçoit un étang ayant un bassin versant de 270 hectares (Robbe et Marchandise, 1981). De nombreux atterrissements apparaissent et sont colonisés par des plantes aquatiques.

Ce bassin n'a plus fait l'objet de curage depuis au moins 10 ans ce qui explique ces quantités élevées et les nombreux atterrissements constatés ainsi que le risque éventuel de la remise en suspension des sédiments et leur exportation, comme Martre (1989) l'avait constaté dans un contexte similaire lors de pluies importantes.

Ces observations mettent en évidence la diversité des apports à traiter. Dans ce cas, il faut prendre en compte les apports en sels autoroutiers et les matières en suspension provenant du bassin versant, deux facteurs différents qui interviennent dans la prise de décision concernant les aménagements.

En ce qui concerne la qualité des sédiments, les valeurs des concentrations en métaux lourds sont faibles par rapport à celles autorisées dans les boues destinées à l'épandage en agriculture (Dir. CEE 12/06/86) et par rapport à la norme wallonne (A.G.W. 10/06/99). De plus, elles correspondent à la gamme de concentration rencontrée dans d'autres bassins (G.I.R.E.A., 1983 et 1999). Cette constatation permet, au niveau des métaux, de dire que les sédiments peuvent être utilisés en agriculture et que les solutions de dépôt ne poseraient à priori aucun problème de contamination en métaux. La pollution provenant de l'E411 paraît donc faible en ce qui concerne les métaux lourds.

c) Epuration biologique

Nous disposons, au niveau de la retenue d'eau, d'observations concernant les espèces présentes et leur répartition. L'épuration biologique sera donc évaluée de manière indirecte. Nous savons d'après de nombreuses études (par exemple, Blake et Dubois, 1982) que les macrophytes accumulent les substances polluantes d'origine routière (métaux lourds) et qu'ils augmentent le rendement de la décantation des particules en ralentissant l'écoulement des eaux, ce qui fut mis en évidence à Orbais. Les éléments favorables à l'épuration biologique sont selon Gillet (1992) un temps de séjour des eaux moyen à élevé, ce qui n'est pas le cas. Par contre, la présence abondante de massettes est un facteur favorable, elles peuvent augmenter la décantation de 20 à 30 cm/an (G.I.R.E.A., 1984) mais leur localisation reste limitée le long de l'axe entrée – sortie.

La caractérisation des eaux nous a montré l'importance des apports du bassin versant agricole, notamment au niveau des nitrates et phosphates en été, résultants du lessivage des engrais épandus sur les terres agricoles. Nous constatons que les nitrates subissent la dénitrification et sont transformés en ammoniacque grâce à la consommation de l'oxygène dissous (désoxygénation des eaux constatée), les concentrations de ces substances (NH₄, NO₃ et PO₄) dans les eaux rejetées du bassin sont inférieures aux valeurs fixées par la norme de qualité de base.

Le bassin peut donc recevoir les eaux du bassin versant, son efficacité dans l'abattement des teneurs semble suffisante. Radoux (1985) avait déjà constaté, dans certains bassins d'orage, l'épuration des eaux du réseau routier mais aussi de celles provenant de pollutions agricoles et/ou domestiques proches. Notons qu'il s'agissait de mesures ponctuelles susceptibles de variations et, donc, une capacité de dilution supérieure serait une sécurité supplémentaire dans le traitement de ces substances.

d) Biodiversité et intégration paysagère

L'étude des communautés végétales et animales est intéressante à plus d'un titre, elle permet, grâce à l'écologie des espèces, de confirmer les analyses physico-chimiques de par l'intégration des perturbations. Les végétaux aquatiques sont typiques des milieux méso- à eutrophes à eaux stagnantes et légèrement polluées mais possèdent des aptitudes à concentrer les polluants (Radoux dans G.I.R.E.A., 1984).

Pour les macroinvertébrés, les indices de diversité et d'équitabilité nous confirment l'état perturbé du milieu et l'analyse des groupes trophiques montre l'influence des apports en matières organiques du bassin versant et l'importance de la diversification des habitats. Le bétonnage et l'accumulation de sédiments fins limitent, en plus de la qualité des eaux, la diversité tant végétale qu'animale.

Au niveau de l'intégration paysagère, nous avons constaté que le haut des berges ne comptait que 3 pieds de l'espèce *Prunus padus*, ce qui semble totalement insuffisant pour adoucir l'artificialité du site (béton).

V.1.2. Recommandations

Elles doivent tenir compte des éléments perturbateurs à traiter et de la vulnérabilité du milieu récepteur (Hurtevent et Ruppert, 2000).

Les décisions concernant la protection du réseau hydrographique sont essentiellement basées sur les normes de qualité correspondant au cours d'eau récepteur, dans ce cas, il s'agit de la norme de qualité de base (A.R.21/11/87).

Nous pouvons améliorer la fonctionnalité du bassin essentiellement en augmentant le temps de séjour des masses d'eau et l'utilisation de l'espace mis à disposition. Plusieurs solutions s'offrent à nous.

La première consisterait à la mise en place d'un épi (déflecteur) naturel ou bétonné (figure 39), légèrement oblique, coupant l'axe entrée – sortie et obligeant les eaux à réaliser un cheminement plus long dans le bassin, limitant ainsi les zones d'eau morte (Gillet, 1992). Cet aménagement irait de pair avec une transformation du pertuis de sortie en surélevant l'accès à la chambre de visite (figure 18) ou en le condamnant, ce qui obligerait un déversement par la chambre de visite à un niveau supérieur de maximum 90 cm. La fonction dilution serait sensiblement améliorée, le volume de repos du bassin étant doublé. Cependant, l'augmentation du niveau d'eau aurait une conséquence négative sur le peuplement de macrophytes dont même les plus résistants (*Typha latifolia*) ne peuvent supporter une immersion prolongée sous 90 cm d'eau.

Une seconde solution serait le déplacement de la sortie de sa place actuelle sur la berge opposée, l'eau serait obligée de traverser l'ensemble du bassin évitant donc la formation de zones mortes. Le temps de séjour serait augmenté et la dilution des sels permise grâce à une élévation du tuyau de sortie à environ 30 cm de son niveau actuel, les végétaux subiraient donc moins les conséquences d'une immersion prolongée. Cet aménagement demanderait la construction d'un fossé d'écoulement permettant aux eaux rejetées de rejoindre l'ancien fossé.

Les risques d'une remise en suspension des sédiments apportés par le bassin versant ne se poseraient plus et la présence des atterrissements favoriserait l'implantation de macrophytes. L'épuration biologique serait toujours assurée et les diversités d'habitats et de nourritures offertes par ces végétaux seraient maintenues et favoriseraient la colonisation animale et la fonction de refuge (G.I.R.E.A., 1984 et 1999). La grande capacité de ce bassin permet déjà une accumulation importante de sédiments, dont la qualité est relativement bonne, et sa transformation ne devrait pas diminuer cette fonction ; nous proposons seulement un curage périodique tous les 10 ans, limité aux dépôts importants, afin d'éviter un comblement du fond et une diminution de la rétention d'eau et donc de la dilution. Ce curage devra se faire de manière progressive de façon à ne pas enlever toute la végétation en même temps.

L'intégration du site pourra se faire par la plantation d'espèces arbustives afin de constituer une haie le long de la clôture, voire le remplacement de celle-ci, ce qui offrirait un refuge au milieu de ces terres agricoles pour la faune.

V.2. Bassin d'orage de Daussoulx

V.2.1. Bilan de fonctionnement

a) *Dilution des sels*

Lors de la caractérisation des eaux, nous avons mesuré des valeurs de conductivité élevées (1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ainsi que des concentrations élevées en chlorures, sodium et calcium prouvant que l'origine de la pollution était les sels routiers épandus en hiver. Les rejets en chlorures seraient supérieurs à la norme au vu des teneurs élevées dans le bassin (322 mg/l).

Nous avons remarqué en juin des teneurs élevées en chlorures et sodium alors que les périodes de salages sont éloignées de cette date. Nous supposons qu'il s'agirait d'une remise en suspension de dépôts dans les canalisations qui séjourneraient dans le bassin à cause de la stagnation des eaux.

Malgré la présence en permanence d'une masse d'eau, caractéristique favorable selon Gillet (1992), un problème dans la dilution des sels d'origine autoroutière apparaît. Il serait peut-être le résultat d'une rétention d'eau insuffisamment longue mais le plan d'eau semble stagnant et l'exutoire était obstrué en hiver ou de la mauvaise utilisation du bassin de par la conception en hors circuit, ce qui signifie qu'une partie des eaux s'en va directement dans le réseau hydrographique sans possibilité de venir diluer l'eau chargée en sels dans le bassin.

b) *Décantation des matières en suspension*

Les apports de matières en suspension au niveau du bassin proviendraient, comme à Orbais, du bassin versant agricole, les teneurs en hiver (26 mg/l) étant supérieures à celles enregistrées en été (9 mg/l). Les concentrations en phosphates augmentent aussi en été, preuve du lessivage d'engrais.

Le fonctionnement hors circuit est un élément défavorable à la protection du milieu récepteur ainsi que l'absence de végétation aquatique et semi-aquatique (Gillet, 1992 et Verniers et al., 1988). Malgré ces constatations, la fonction de décantation serait remplie car lors de notre prospection en juin les valeurs à la sortie étaient inférieures à celles de l'entrée, une profondeur de sédiments pouvant atteindre un mètre a été mesurée près des berges proches de la sortie. La stagnation des eaux et donc l'allongement du temps de séjour est un facteur essentiel pour une bonne décantation des particules.

c) *Epuration biologique*

Dans ce cas, le critère de présence de végétation aquatique et semi-aquatique indiquerait une mauvaise épuration, seulement la présence de lentilles d'eau sur la quasi-totalité de la surface des eaux est un facteur important à prendre en considération car ces végétaux jouent un rôle important dans les phénomènes d'épuration (Blake et Dubois, 1982) tant au niveau des macroéléments (N, P) que pour les microéléments (métaux lourds), elles présentent un facteur d'accumulation de ces substances supérieur à ceux de tous les macrophytes de nos régions et pourraient servir dans l'épuration. Le problème de leur utilisation réside dans le doublement de leur biomasse en 7 jours pour les milieux riches en matières organiques et donc il faudrait remplacer les populations au moins une fois par mois, ce qui demande main d'œuvre et argent.

Les eaux du ruisseau alimentant le bassin servent d'exutoire aux eaux usées de lotissements en amont de l'E411. Elles transportent des substances diminuant fortement la qualité des eaux du bassin et bien sûr du ruisseau. Nous avons constaté une désoxygénation des eaux avec des rejets possédant un pourcentage de saturation inférieur à 50%. La dégradation de la matière organique est une cause possible de ce phénomène ainsi que le caractère stagnant du milieu.

Nous avons également constaté des apports élevés en ammoniacque, nitrites et nitrates mais l'abattement dû au bassin semble satisfaisant, les rejets sont inférieurs à la norme de qualité de base.

Le caractère ponctuel des prélèvements ne permet pas de confirmer la constance de l'abattement de cette pollution et l'importance des rejets d'eaux usées domestiques peut altérer le fonctionnement écologique du bassin par une eutrophisation des eaux.

d) Biodiversité et intégration paysagère

Comme nous l'avons constaté, la diversité en espèces végétales au sein du bassin est très faible, une essence aquatique : *Lemna minor*, en comparaison avec les autres bassins. Cette espèce peut jouer un rôle non négligeable dans l'épuration biologique mais elle est indicatrice d'un milieu perturbé essentiellement par des apports organiques. L'influence des apports domestiques se fait ressentir sur la qualité des eaux et une certaine eutrophisation, phénomène déjà constaté par Boisson (1999).

Cette perturbation marque son influence sur le peuplement d'invertébrés benthiques avec une diversité assez faible et la dominance de certains groupes trophiques de par l'apport en matière organique et la dominance d'un substrat fin.

Au niveau de l'intégration, nous retrouvons sur la berge des herbacées de prairies de fauche, la zone étant régulièrement tondue pour faciliter l'accès. L'intégration du ruisseau est satisfaisante, il s'écoule entre 2 rangées denses d'essences ligneuses. Par contre, le bassin nécessite un aménagement vu l'absence de végétation arbustive et la forme régulière des berges contrastant avec le paysage rural.

V.2.2. Recommandations

La solution la plus sécurisante au niveau de la protection du réseau hydrographique serait la mise en place du collecteur reprenant les eaux usées le long du ruisseau (projet ville de Namur) et les amenant à une station d'épuration. Ce système permettrait une amélioration de la qualité des eaux du ruisseau et du bassin, qui ne traiterait plus que les eaux du bassin versant et de l'E411.

Nous pourrions ajouter la transformation des ouvrages d'entrée et de sortie pour que toutes les eaux transitent par le bassin, ce qui offrirait quelques avantages, une quantité suffisante d'eau serait retenue au sein du bassin permettant la dilution des apports polluants de l'E411 (essentiellement les sels) et du bassin versant (MES et substances eutrophisantes), l'entière des eaux serait susceptible d'un traitement épuratoire.

Pour augmenter la diversité, il faudrait, en plus de l'élimination des excès en matières organiques, augmenter la diversité d'habitats, peut-être, en créant des hauts fonds pouvant accueillir une végétation aquatique et aussi des invertébrés benthiques, par l'apport de grosses pierres pouvant servir de substrat pour les algues et les racleurs. Une plantation de macrophytes augmenterait le fonctionnement écologique du bassin par leur rôle de support pour d'autres organismes et favoriseraient l'installation d'une forte densité d'algues péiphytiques qui assurent l'oxygénation du milieu et éliminent une part importante des matières en suspension, ce qui permet la clarification des eaux (G.E.A., 1983). Un curage, réalisé de la même façon qu'à Orbais (progressif et limité aux dépôts importants), serait satisfaisant pour conserver la fonction de dilution. L'oxygénation des eaux à la sortie se ferait grâce à un système de cunettes en gradins.

L'aménagement de la partie supérieure de la berge par des plantations d'arbustes diversifiés permettra l'intégration du bassin au contexte environnant.

V.3. Bassin d'orage de Champion

V.3.1. Bilan de fonctionnement et recommandations

Dans ce cas, nous devons préciser que le bassin n'est pas suffisamment utilisé et que les analyses de qualité des eaux se sont faites en rapport avec le ruisseau et les apports qu'il reçoit au niveau du bassin versant.

Nous pouvons déduire d'emblée qu'il ne remplira pas les rôles de dilution, décantation et épuration biologique auxquels il devrait répondre. Quelques observations sont tout de même intéressantes à énoncer.

D'une manière moins nette qu'à Orbais et Daussoulx, l'influence de l'autoroute se fait ressentir au niveau des sels dissous.

La conductivité mesurée en hiver est assez élevée ($\pm 1100 \mu\text{S/cm}$), mais inférieure à celles enregistrées à Orbais et Daussoulx, alors que les épandages ont été réalisés de la même façon qu'à Daussoulx et que la longueur d'autoroute concernée est plus grande, le ruisseau d'Arquet posséderait-il un débit suffisant pour diluer les apports en sels, les concentrations en chlorures mesurées étaient inférieures à la norme de qualité de base, ou la ponctualité de la mesure nous a masqué la probabilité de teneurs supérieures.

Cependant, la conductivité est en rapport aussi bien avec des concentrations en chlorures, sodium et calcium pouvant provenir de la route et également avec des éléments dissous (sulfates) d'origine domestique, la diversité des apports a son importance, ce qui est intéressant au niveau de la vulnérabilité du milieu récepteur. En été, nous avons pu cerner l'origine des apports en fonction des canalisations. L'E411 ne constitue pas la source importante de polluants, les eaux ont une conductivité faible par rapport à celle du ruisseau et des rejets de la canalisation en provenance de l'échangeur et des lotissements.

Dans ce cas aussi, les apports extérieurs à l'autoroute semblent influencer plus fortement le milieu récepteur que les eaux d'origine routière.

Le rôle que le bassin pourrait jouer dans le phénomène de dilution est à prendre en considération pour les aménagements car son utilisation est minimale. Tous les éléments défavorables à une bonne dilution sont réunis, le fonctionnement hors circuit et le temps de séjour nul en conséquence de la mise à sec régulière du bassin (Gillet, 1992).

L'effet des eaux usées sur le ruisseau se fait ressentir par les apports en substances eutrophisantes. Par exemple, les teneurs en ammoniacale (14 mg N/l) sont supérieures à la norme de qualité de base en amont et aval de l'autoroute dont les apports sont faibles (0.04 mg N/l). Les apports en phosphore suivent la même tendance et sont supérieurs à la norme. L'influence est également négative au niveau des sédiments. Un rapport parallèle à nos observations (Gerin P., 2000) confirme que les apports excessifs de matières organiques d'origine domestique entraînent, de par les caractéristiques des boues (saturées en eau et anaérobies), la production de gaz au sein des sédiments. Ce processus est le résultat de la fermentation microbienne de la matière organique en conditions anaérobies, quant aux conséquences, les produits sont des sulfures, des composés azotés, des acides gras, volatiles et malodorants. Dans la plupart des zones humides présentant des excès de matières organiques, nous constatons au-dessus de ces sédiments une couche oxygénée suffisamment épaisse pour permettre à des organismes aérobies d'oxyder les substances résultantes de la fermentation.

Recherchons les origines de ces apports, la canalisation provenant de l'échangeur transporte une part importante d'éléments dissous. Le ruisseau en amont de l'E411 reçoit directement les eaux usées des villages de Cognelée et Champion, ce qui diminue la qualité des eaux. De plus, la source se trouve sur un plateau essentiellement agricole dont les apports en phosphates et nitrates ne sont pas négligeables. Ne négligeons pas les apports autoroutiers qui interviennent néanmoins au niveau des boues car la présence d'hydrocarbures a été prouvée et leur caractère volatile les rend difficile à doser.

L'amélioration de la qualité de l'eau du ruisseau d'Arquet passe par la séparation des eaux usées non traitées via la construction d'un collecteur et le raccordement au réseau d'égouttage (situation semblable à Daussoix ; projet ville de Namur), ce qui limitera les apports en matières organiques responsables des odeurs dégagées. Nous pouvons également envisager une transformation du bassin (hors circuit → en circuit) avec passage du ruisseau dans le B.O.. Le creusement permettra d'augmenter la capacité en vue d'assurer la fonction de dilution. Ajoutons un système de sortie adapté à la capacité d'accueil du ruisseau en aval afin d'éviter d'éventuelles inondations et cela permettra de par une augmentation du temps de séjour l'amélioration de la décantation des particules. Les apports en matières en suspension seront sensiblement diminués par la séparation des eaux (E411 : 11 mg/l alors que pour la canalisation 2 : 117 mg/l) et ne nécessiteront qu'un curage à des intervalles assez longs (jusqu'à 10 ans).

La construction d'un mur-digue le long de la canalisation recevant pour le moment le ruisseau d'Arquet est nécessaire pour assurer une rétention suffisante des eaux au sein du bassin et la protection des habitations riveraines.

En ce qui concerne la pollution en métaux lourds, la canalisation provenant de l'échangeur et des lotissements périphériques amène des eaux assez riches en zinc dont la concentration (0.2 mg/l) est proche du seuil admissible par la norme de qualité de base (0.3 mg/l). Notons que les eaux du ruisseau en amont de l'E411 en transporte déjà une certaine quantité (0.08 mg/l) alors que l'analyse des apports d'origine routière n'en a pas décelé, cela confirme le fait que le mélange des eaux résiduelles avec celles du ruisseau perturbe fortement le milieu.

Biodiversité et intégration paysagère

Il s'agit du bassin où nous avons recensé le plus d'espèces (51) alors que les analyses d'eau le présentent comme un site pollué. Les essences que nous avons rencontrées au sein du bassin sont typiques de ce genre de milieu. Il y a une dominance des espèces nitrophiles, à larges amplitudes trophiques, des milieux humides méso- à eutrophes. Ces végétaux confirment donc les analyses d'eau et de sédiments.

Leur présence est due au caractère humide du lieu et surtout à un apport en excès de nutriments de par les eaux usées.

La transformation du site et la diminution de la pollution organique permettront l'implantation de végétaux plus caractéristiques des milieux humides entraînant l'amélioration de l'épuration biologique (S.E.T.R.A., 1997), la colonisation par une faune aquatique variée (nouveaux substrats et nourriture) et l'apparition d'algues périphtiques augmentant l'oxygénation des eaux.

L'intégration du site est bonne grâce à la plantation d'espèces ligneuses (11) sur le haut des berges et la colonisation de celle-ci. Par contre, au niveau du ruisseau qui longe le bassin et les terrains des riverains aucune plantation n'a été effectuée et la canalisation bétonnée contraste avec le paysage. La proximité des terrains empêche un aménagement des abords du ruisseau.

V.4. Bassin d'orage d'Achène 1

V.4.1. Bilan de fonctionnement

Le bassin d'orage d'Achène aura un fonctionnement différent des 3 B.O. du simple fait qu'il ne reçoit que des eaux d'origine routière provenant d'un petit tronçon d'une longueur d'environ 400m. Cette caractéristique est importante au niveau des rôles à remplir et des objectifs de protection du milieu.

a) Dilution des sels

L'impact des sels est intéressant car il s'agit généralement du paramètre prépondérant des perturbations d'origine autoroutière (G.I.R.E.A., 1984). Si nous nous basons sur les caractéristiques de Gillet (1992), le bassin ne remplirait pas ce rôle car il n'y a pas la présence permanente d'une masse d'eau et le temps de séjour n'est pas suffisant. Par contre, si l'objectif est la protection du milieu, le manque d'utilisation de l'ouvrage de sortie et le surdimensionnement du bassin veut dire qu'il faudrait une masse d'eau énorme pour que se remplisse le bassin et qu'un rejet d'eau se produise et donc la conséquence serait la dilution probable des sels. Cependant, la mise à sec du bassin proviendrait d'une infiltration conséquente dans le sol calcaire et la possible contamination de la nappe aquifère par les ions chlorures, moins retenus dans les sols que les ions sodium du fait de leur charge négative (G.I.R.E.A., 1984). Le bassin se situe sur une formation calcaire, souvent fin, à intercalations de plaquettes calcschisteuses, qui est donc perméable. Cette formation, un synclinal calcaire, possède des nappes libres à forte capacité de rétention mais malheureusement très sensible aux pollutions collectées par le bassin versant (D.G.R.N.E., 1995), une étanchéisation du bassin devrait donc être effectuée.

b) Décantation des matières en suspension

Les campagnes de caractérisation des eaux ont mis en évidence le fait que les apports autoroutiers en matières en suspension paraissent faibles en comparaison avec ceux provenant des bassins versants ou des eaux résiduaires. Dans ce cas, les mesures nous montrent des valeurs négligeables en été comme en hiver (1 à 5 mg/l) alors que nous avions des valeurs bien plus élevées au niveau des bassins précédents.

Le processus de décantation est régi essentiellement par l'observation d'un temps de séjour des masses d'eau important, ce qui paraît satisfaisant dans notre cas même si l'eau s'infiltrerait, elle déposerait ses particules le long de sa traversée du sol par filtration mécanique en bouchant les pores présents. La présence d'une végétation aquatique ou semi-aquatique est un facteur favorable à la décantation (Gillet, 1992), ce qui rend ce bassin satisfaisant de ce point de vue car la quasi-totalité de sa superficie est colonisée par des végétaux. Un phénomène d'atterrissement a même été constaté.

c) Epuration biologique

Selon Gillet (1992), les éléments favorables à l'épuration biologique au sein des bassins d'orage sont : un temps de séjour moyen à élevé et la présence d'eau permanente, ce qui n'est pas observé ici à cause du peu d'apport et de l'infiltration. Par contre, nous observons une végétation aquatique abondante, ce qui devrait améliorer le rendement du bassin. Ce phénomène nécessite également le fonctionnement en circuit que nous retrouvons mais le parcours complet n'est pas assuré.

Si l'on se base sur la protection du réseau hydrographique, le but est atteint car aucune pollution ne sortirait du bassin ; le seul problème pourrait provenir de la protection des nappes aquifères. Notons que si un aménagement concernant l'étanchéité du bassin devait être réalisé, il faudrait prendre en considération la présence accrue de végétation qu'il faudrait revaloriser après les travaux pour retrouver la situation initiale qui semble idéale pour l'épuration biologique.

d) Biodiversité et intégration paysagère

Nous avons rencontré 41 espèces essentiellement au sein du bassin lui-même, avec une dominance de massettes à larges feuilles, de saules, de joncs et de lycopes d'Europe. Il s'agit donc du bassin présentant la plus grande diversité d'espèces végétales liées au milieu aquatique, que ce soit au niveau des arbres (saules) qu'au niveau des macrophytes (massettes, plantain ...). Il se divise en 4 zones qui se succèdent en fonction d'un gradient hydrique de la zone à massettes la plus souvent sous eau à la zone boisée colonisant les atterrissements du bassin. Le caractère naturel (excepté une berge) et le peu d'apport perturbateur sont des facteurs influençant la diversité du site qui se comporte comme une zone humide naturelle et évolue par atterrissements et colonisation progressifs.

L'écologie est, dans ce cas aussi, en accord avec les analyses physico-chimiques car à des essences à larges amplitudes trophiques, viennent s'ajouter des espèces plus sensibles et assez rares comme la matricaire camomille, la renouée persicaire et le jonc à tête comprimée. Nous avons donc la confirmation que ce milieu est moins perturbé que les précédents. Au niveau des berges, l'intégration est bonne car les clôtures sont quasi invisibles à cause de leur colonisation par les plantes grimpantes et le pourtour du bassin est entièrement boisé. De plus, nous avons constaté que l'ensemble de la berge bétonnée est recouvert de bryophytes lui donnant un aspect relativement naturel. Aucun aménagement ne sera donc proposé.

V.4.2. Recommandations

La recommandation principale sera la prise en compte des risques éventuels pour la nappe aquifère. Une étanchéisation du bassin pourrait être réalisée par la mise en place d'une membrane en géotextile étanche et résistante sur laquelle une couche de terre (40 cm) serait déposée de façon à permettre la colonisation par la végétation. Une autre solution serait la mise en place d'un sous-sol suffisamment profond composé essentiellement d'argile connue pour son imperméabilité. Le résultat de cet aménagement sera la permanence d'un plan d'eau, facteur favorable à la dilution et à l'implantation de végétaux aquatiques intervenant dans les processus épuratoires.

V.5. Bassin d'orage de Wanlin 2

V.5.1. Bilan de fonctionnement

Son efficacité dans l'abattement des pollutions des eaux se doit d'être importante car ce bassin rejette ses eaux dans un affluent du Biran, classé en zone salmonicole régie par une norme de protection (A.R. 15/12/94). Les recommandations seront donc essentiellement basées sur la vulnérabilité du milieu récepteur (Hurtevent et Rupperd, 2000).

a) Dilution des sels

La complexité de l'évaluation de son fonctionnement réside dans la diversité des apports en eaux constitués par le bassin versant agricole et boisé, l'E411 et une station d'épuration.

La conductivité varie également selon l'entrée. En hiver, nous mesurons à l'entrée 3 une valeur de 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ corrélée avec des concentrations en chlorures, sodium et calcium élevées et donc résultant du lessivage des sels épandus du 9 au 20 février.

En été et pour la même entrée, les valeurs de conductivité et les teneurs en ions sont toujours assez élevées, ce phénomène serait dû à la rémanence diffuse de sels après le décolmatage de chambres de visite de l'autoroute. Ce qui prouve la nécessité d'un entretien régulier afin de limiter les effets de rejets de ce genre. L'entrée 4, quant à elle, semble présenter une conductivité élevée en tout temps.

Le rôle de dilution des sels est rempli par le bassin car, à la sortie, la conductivité est faible et les concentrations en chlorures sont inférieures à la norme. Les masses d'eau présentes au sein du bassin permettent cette dilution des sels. De plus, les apports en eaux du bassin versant augmentent le pouvoir tampon au niveau des apports en sels de l'autoroute au sein du bassin, le temps de séjour des eaux étant suffisamment long.

b) Décantation des matières en suspension

La fonction de décantation semble être remplie de manière satisfaisante pour le B.O. car un abattement est constaté entre les valeurs élevées, mesurées aux entrées 3 et 4 essentiellement, et au niveau de la sortie. La grande capacité du bassin ainsi qu'un dimensionnement correct de l'ouvrage de sortie permet une stagnation des eaux durant un temps suffisamment long pour favoriser une décantation des particules transportées par les eaux alimentant le bassin.

La complexité des apports intervient également pour ce paramètre avec une variation des quantités de matières en suspension pour les différentes entrées (de 2.2 à 26 mg/l MES), les teneurs maximales enregistrées concernant les rejets de la station d'épuration (29 et 78 mg/l). Nous constatons donc que ces rejets ne respectent pas la valeur fixée par la norme (60 mg/l) concernant les eaux de sortie de station d'épuration (A.R. 15/12/1998).

Un aménagement permettant l'implantation de végétaux aquatiques pourrait améliorer la rétention des sédiments.

c) Epuration biologique

Nous nous baserons essentiellement sur les analyses physico-chimiques pour déterminer si une épuration biologique a lieu dans le bassin, certainement réalisée par une flore microbienne ou microphytique.

Un apport constant de substances eutrophisantes est constaté au niveau de l'entrée 4. Les teneurs reçues en ammoniacale, nitrites, nitrates et phosphates semblent, en hiver, diluées au sein des eaux du bassin car les teneurs enregistrées à la sortie sont en accord avec la norme. Par contre en été, les concentrations en NH_4 et NO_2 mesurées à la sortie sont respectivement supérieures aux valeurs guide et impérative correspondantes. Cette pollution serait due aux apports élevés de la station d'épuration dont les normes de rejets devraient subir une vérification régulière et plus stricte.

Les eaux sortant de la station transportent, en plus des quantités de MES importantes, une charge organique non négligeable, la valeur seuil de 125 mg O_2 fixée par la norme (A.R. 15/12/1998) est dépassée en ce qui concerne la DCO (164 et 170 mg O_2/l).

Les apports de la station d'épuration présentent également une concentration élevée en zinc, avec une concentration dépassant la norme salmonicole de 0.3 mg/l, cependant les rejets enregistrés à la sortie sont très faibles, une dilution semble donc s'effectuer.

d) Biodiversité et impact sur le milieu récepteur

Il s'agit du bassin qui présente l'indice de diversité le plus grand mais dont l'équitabilité du peuplement est légèrement inférieure à celle du bassin de Lavaux, alors qu'il présente une richesse taxonomique supérieure. Les espèces polluo-sensibles rencontrées sont par contre mieux représentées ce qui confirme une qualité des eaux et du milieu supérieure à celles des bassins d'Orbais et Daussoulx.

Il s'agit du bassin qui présente la communauté la plus équilibrée au point de vue trophique, ce qui confirme la valeur élevée de l'équitabilité. Il y a tout de même une légère dominance de collecteurs (Tubificidés et *Cloeon*) qui résultent de l'apport en matières organiques de la station d'épuration.

Cet équilibre provient sans doute de l'aspect naturel du site, de la présence de substrats caillouteux intéressants pour les racleurs. Les rejets de la station sont favorables au développement de certains groupes mais ceux-ci risquent de déséquilibrer le peuplement et, en plus, il y a une possibilité d'eutrophisation de ce milieu relativement stagnant.

L'analyse des communautés benthiques en amont et aval d'un rejet permet de confirmer les analyses physico-chimiques et de les intégrer dans le temps afin d'évaluer le fonctionnement épuratoire du bassin.

La comparaison des peuplements prélevés dans le ruisseau des Ouaves indique un bon fonctionnement du bassin de par l'équivalence des résultats dans les 2 stations et la correspondance des caractéristiques polluo-sensibles des taxons avec la qualité du milieu récepteur (zone salmonicole). Cette constatation confirme donc les analyses des eaux qui ne montraient que de faibles rejets en polluants qui pouvaient être dilués dans le ruisseau récepteur et donc la possibilité d'un fonctionnement adéquat du bassin dans l'épuration des eaux.

V.5.2. Recommandations

Comme nous l'avons déjà observé à Daussoulx et Champion, un apport extérieur riche en substances eutrophisantes ou en matières organiques est une source de problème pour le fonctionnement du bassin.

Il convient donc de réglementer les rejets de la station d'épuration de manière à protéger le milieu récepteur vulnérable, cours d'eau classé en zone salmonicole. Les paramètres importants nous semblent être, premièrement, les rejets en substances eutrophisantes car des concentrations élevées avaient été enregistrées à la sortie du bassin, les concentrations en ammoniacque, en nitrates et phosphates pourraient être limitées en rapport aux références significatives d'eutrophisation qui sont de 0.015 mg PO₄/l ; 0.3 mg NH₄/l et 10 mg NO₃/l (G.I.R.E.A., 1984) ; deuxièmement, les apports en matière organique pourraient être diminués par une réglementation plus stricte en ce qui concerne la station d'épuration, l'objectif étant la protection d'un réseau hydrographique aval fragile et vulnérable.

V.6. Bassin d'orage de Lavaux-Ste-Anne

V.6.1. Bilan de fonctionnement

La conception de sous-bassins différents, dont les fonctions sont séparées, devrait permettre un meilleur rendement du traitement des apports autoroutiers.

a) Dilution des sels

Les campagnes de caractérisation des eaux nous ont montré que le bassin recevait des eaux riches en fondants routiers. Les valeurs élevées de conductivité et les concentrations en chlorures et sodium prouvent l'apport de sels provenant du lessivage des épandages effectués les jours précédents. De plus, nous avons remarqué que les teneurs en Cl⁻ et Na⁺ sont supérieures à celles des bassins d'Orbais, Daussoulx, les épandages étant réalisés avec une quantité de 15 à 20 g/m² dans cette région où les hivers sont plus rigoureux alors que les épandages effectués au niveau des autres bassins sont d'environ 9 g/m². En été, nous ne constatons plus l'influence des sels.

L'impact des sels de déneigement semble donc important. Le manque d'utilisation de l'ouvrage de sortie pourrait être considéré comme une sécurité envers la Wimbe (rivière réceptrice) car il empêche les eaux riches en sels de s'écouler vers elle. Cependant, les infiltrations constatées dans le sous-bassin de stockage pourraient constituer une voie d'accès détournée pour les sels, une étude plus précise nous en dirait davantage.

Le phénomène de dilution est difficile à évaluer, le sous-bassin de dessablage semble répondre aux caractéristiques favorables reprises par Gillet (1992), à savoir un plan d'eau permanent et un temps de séjour élevé. Seulement, il pourrait y avoir un débordement vers la partie de stockage qui présente des problèmes d'infiltration.

Pour compléter les informations concernant la vulnérabilité du milieu récepteur, le Cebedeau (1994) avait démontré avant la mise en service du B.O. que la Wimbe possédait une capacité de dilution suffisante pour limiter les impacts de rejets en sels provenant de l'E411.

b) Décantation des matières en suspension

En ce qui concerne l'efficacité du sous-bassin de dessablage, le dimensionnement semble correct au vu des masses d'eau y séjournant et du caractère stagnant de ces eaux. Mais lors de nos prospections, nous n'avons remarqué le dépôt d'une fine couche de sédiment sur le fond alors qu'aucun curage n'a eu lieu dans cette partie depuis la mise en service du bassin. Un débordement vers le sous-bassin de stockage est probable, les quantités de sédiments présentes au niveau de la zone de lagunage en seraient la conséquence, la rétention par les massettes les retient à ce niveau (épuration biologique). Les eaux chargées en particules qui parviendraient dans la 3^{ème} partie subiraient certainement le phénomène de filtration mécanique au cours de l'infiltration.

Dans ce cas, le B.O. ne reçoit que des eaux d'origine routière, ce qui le différencie du bassin d'Orbais et prouve que les apports en MES du réseau routier sont négligeables par rapport à ceux du bassin versant. De plus, il nous a été communiqué que des problèmes avaient été constatés au niveau de l'alimentation du bassin en eau par les canalisations provenant de l'autoroute (communiqué Régie Ciergnon).

c) Epuration biologique

Les dosages de métaux lourds contenus dans les sédiments montrent des valeurs qui se trouvent en-dessous des seuils fixés par la directive de la CEE (valeurs guides de 750 mg Pb/kg MS ; 2500 mg Zn/kg MS et 20 mg Cd/kg MS) concernant la valorisation des boues en agriculture. Mais si nous les comparons avec la norme wallonne (teneurs maximales autorisées de 250 mg Pb/kg MS ; 1200 mg Zn/kg MS et 2 mg Cd/kg MS), nous remarquons un dépassement du seuil pour le zinc dans les sédiments de la zone de lagunage et que les teneurs en plomb sont proches de la limite autorisée.

Les concentrations au niveau du sous-bassin de stockage sont inférieures à celle de la lagune et inférieures aux normes, il y aurait donc un effet sur la pollution en métaux joué par la zone de lagunage. Notons cependant que le dosage des métaux pour les sédiments de cette zone peut être influencé par le prélèvement de racines des macrophytes concentrant les métaux et par le rôle dans la rétention des sédiments au niveau de cette zone, ce qui pourrait augmenter les concentrations mesurées en métaux.

Le rôle de la zone de lagunage au niveau de l'abattement de la pollution intervient à 2 niveaux, la rétention physique des particules et l'accumulation biologique par les végétaux des métaux surtout au niveau des organes souterrains.

Les résultats du dosage des métaux lourds au sein des différentes parties de massettes plantées dans la zone de lagunage ont montré que ces plantes concentrent les 3 métaux dosés par comparaison avec un plant d'un milieu non exposé. Les concentrations les plus élevées sont rencontrées au niveau des organes souterrains, ce sont les organes de réserves de ces plantes et la seule partie résistante à l'hiver. Les concentrations diminuent le long des organes aériens ce qui signifie qu'une exportation de ces parties par faucardage ne concernera qu'une faible quantité de métaux mais empêchera leur retour dans le milieu à partir de la décomposition des parties aériennes.

L'utilisation de végétaux aquatiques dans le traitement de la pollution routière est donc intéressante comme nous l'avait déjà montré plusieurs études (Blake et Dubois, 1982 ; Gouder, 1996).

d) Biodiversité et intégration paysagère

Nous avons recensé 31 espèces végétales. La répartition des macrophytes se divise entre la zone de lagunage, les berges du talus au niveau du premier sous-bassin et le sous-bassin de stockage. Le sous-bassin de dessablage présente peu d'espèce, il est entièrement bétonné, la hauteur d'eau varie aux alentours de un mètre et le fond manque de substrat pour l'implantation d'hydrophytes. La zone de lagunage partage les 6 espèces de macrophytes avec le premier bassin avec la prépondérance des massettes plantées par le MET.

Quant au sous-bassin de stockage, il présente la plus grande diversité d'espèces (18) car il est facilement accessible, les inondations sont très occasionnelles et nous retrouvons des espèces de friches et de milieu humide. La plupart sont des essences peu sensibles, nitrophiles voire préférant les milieux méso- à eutrophes. Au point de vue intégration, les talus du bassin sont colonisés par une majorité de saules qui entourent presque la totalité du bassin.

En ce qui concerne les macroinvertébrés, ce bassin présente la meilleure équitabilité alors que sa richesse taxonomique est la plus faible, la diversité est tout de même supérieure à celle des bassins d'Orbais et Daussoulx dont la richesse était plus élevée. Dans ce cas aussi, ce sont les espèces les moins sensibles qui sont les mieux représentées mais des taxons polluo-sensibles sont présents avec une abondance supérieure à celle rencontrée dans les bassins présentant une certaine pollution des eaux.

En ce qui concerne les groupes fonctionnels trophiques, un léger déséquilibre s'observe malgré que le peuplement soit mieux équilibré que pour les bassins d'Orbais et Daussoulx. La composante des décomposeurs domine, pour la première fois, car l'apport en matières organiques grossières est assuré par les nombreux ligneux de la berge et les nombreux végétaux aquatiques.

Le caractère artificiel du bassin et le manque de substrats diversifiés (fin ou grossier) contribuent certainement au déséquilibre constaté, ainsi que le peu d'apports en M.O. fines.

e) Impact sur le milieu récepteur

D'après la comparaison effectuée entre les peuplements amont et aval, nous pouvons confirmer le bon fonctionnement du bassin, dont l'impact sur la Wimbe est sans doute limité par le manque d'utilisation de l'ouvrage de sortie du bassin. Cette analyse biologique confirme tout de même les analyses physico-chimiques car la seule source de pollution proviendrait des concentrations élevées en sels mais celles-ci seraient certainement diluées dans la rivière dont le débit est suffisamment important pour faire face à une éventuelle pollution hivernale qui ne serait que ponctuelle.

V.6.2. Recommandations

L'amélioration du fonctionnement des canalisations est nécessaire pour améliorer l'alimentation en eau et ne devrait pas changer l'efficacité du bassin dans les processus de décantation ou de dilution.

La périodicité des curages pourrait être estimée en fonction des apports après les aménagements de l'alimentation mais, selon les faibles apports autoroutiers, une période d'au-moins 10 ans semble raisonnable.

En ce qui concerne les problèmes d'infiltration, nous pourrions soumettre le sous-bassin de stockage aux mêmes aménagements que ceux proposés au B.O. d'Achène (V.4.2.) afin d'augmenter le rendement du bassin grâce à la permanence d'un plan d'eau, permettant une meilleure dilution et l'implantation de végétaux.

Le sous-bassin de dessablage paraît plus tranchant avec le paysage, il est en béton et n'est pas entouré de ligneux. Une plantation le long de sa berge pourrait améliorer son intégration.

VI. CONCLUSIONS ET **PERSPECTIVES**

VI. Conclusions et perspectives

L'objectif de ce mémoire était l'évaluation du fonctionnement écologique de bassins d'orage se trouvant le long de l'autoroute E411. Le recensement nous a montré une grande diversité de bassins dont les conceptions étaient différentes de par leur dimensionnement, leur forme, les matériaux de construction utilisés et dont les apports étaient variés : autoroute, bassin versant agricole, forestier ou bâti. Ces caractéristiques rendent difficile la généralisation des résultats d'une étude sur l'efficacité des ouvrages que se soit du point de vue hydrologique ou au niveau du fonctionnement écologique, de nombreux facteurs interviennent dans les rôles épuratoires de ces retenues d'eau.

Nous avons décidé de déterminer l'efficacité des six bassins choisis, essentiellement en fonction de la qualité des eaux rejetées et de l'impact de ces rejets sur le milieu extérieur. De plus, une analyse de la biodiversité, présente dans ces milieux, nous renseigne sur leurs caractéristiques écologiques.

La connaissance des facteurs abiotiques (eau et sédiments) et biotiques (végétation et faune) permet une meilleure compréhension des perturbations ; leurs origines et conséquences peuvent dès lors être mises en évidence, ce qui nous aide à proposer des recommandations et aménagements adéquats en toute connaissance de cause.

En fait, tous les bassins ne paraissent pas aptes à remplir l'ensemble des fonctions responsables de l'abattement des pollutions, ces rôles sont la dilution des sels, la décantation, le déshuilage et l'épuration biologique.

D'une manière générale, en ce qui concerne les grands types différents de bassins, nous pouvons déduire des résultats que les ouvrages en circuit conviennent le mieux pour obtenir une meilleure épuration des eaux. Simplement par une réflexion logique, la séparation des eaux non traitées entre le bassin et le milieu extérieur limite le rôle épuratoire que pourrait remplir le bassin et entraîne les polluants directement dans le réseau hydrographique.

L'utilisation des matériaux artificiels lors de la construction n'est pas nécessairement un facteur négatif dans le rôle épuratoire des bassins. Il convient de ne pas se limiter à la conception traditionnelle, ne tenant compte que de l'aspect hydrologique du fonctionnement. L'abattement des pollutions nécessite l'intégration dans les ouvrages de différents éléments. Le dimensionnement doit tenir compte de la forme que l'on veut donner au bassin et des pollutions à traiter. Un bassin de forme régulière et de grande capacité pourra jouer une fonction importante dans la décantation des matières en suspension et dans la dilution des sels de déneigement, ce qui serait l'idéal dans le cas d'Orbais où les pollutions effectives concernent les apports chroniques en MES et saisonniers en sels. Par contre, dans les cas où les eaux amenées transportent peu de particules, comme pour Achène et Lavaux, une forme plus naturelle et correctement dimensionnée permettrait un étalement des eaux, sans zone morte, et une dilution des concentrations en sels tout en favorisant l'implantation de végétaux améliorant le rendement épuratoire. Ces conceptions doivent obliger les eaux à parcourir le chemin le plus long afin d'augmenter le pouvoir épurateur de l'ouvrage tant au niveau de la dilution, de la décantation que de l'épuration biologique, ce qui n'est pas permis à Orbais.

La conception d'un bassin d'orage au niveau d'un site précis devrait faire l'objet d'une étude des caractéristiques techniques et écologiques du milieu et des apports dans le but de fournir un ouvrage qui traitera adéquatement les apports qu'il recevra. Cette connaissance préalable des pollutions à traiter rejoint le concept de fonctionnement des stations d'épuration qui, pour être fonctionnelles, doivent être correctement dimensionnées et alimentées par des apports constants. Le but est donc de savoir ce que l'on veut traiter. Les bassins pluri-fonctionnels permettent, au sein de différents sous-bassins, de traiter individuellement ou de concert différents types de pollution.

Dans notre cas, il s'agit de l'amélioration de bassins déjà existants et la transformation correcte en ouvrage de traitement pluri-fonctionnel est souvent difficile à mettre en place.

Les bassins de notre étude ne sont pas en accord avec ce concept, ils sont généralement surdimensionnés mais présentent des ouvrages de vidange qui ne permettent pas une bonne régulation du plan d'eau.

Ces ouvrages sont, soit peu utilisés (Achène et Lavaux), soit de gabarit trop important et mal placé (Orbais) empêchant une bonne dilution des apports à cause de la mauvaise retenue des eaux. La présence d'un niveau d'eau permanent permet aussi la colonisation du milieu par la faune et les végétaux aquatiques qui peuvent augmenter le fonctionnement épuratoire des bassins.

L'analyse physico-chimique des différents éléments de ces milieux a mis en évidence des concentrations en chlorures assez élevées dans les eaux surtout en période hivernale ; il s'agit de la pollution d'origine routière la plus facilement détectable. Les autres pollutions concernent essentiellement les apports extérieurs à l'E411. La pollution provenant des bassins versants pourrait être traitée par les bassins autoroutiers si leur dimensionnement est suffisant pour la décantation des particules et l'abattement des apports en nitrates et phosphates (engrais), abattement qui apparaît à Orbais.

Par contre, le traitement des eaux usées ne semble pas être possible au sein des bassins. Les quantités de polluants, surtout les matières organiques, sont excessives et nécessitent un traitement spécifique individuel afin de ne pas perturber le milieu récepteur. Les bassins qui reçoivent des apports élevés en eaux usées (Daussoulx, Champion et un léger apport à Wanlin) montrent des difficultés dans l'abattement de cette pollution. Ce sont surtout les bactéries qui vont intervenir dans le traitement de cette pollution anthropique mais elles ne croissent que dans des milieux en bon équilibre vis-à-vis de l'azote et du phosphore. De plus, la séparation des eaux usées pourrait entraîner une amélioration du réseau hydrographique et donc une augmentation de la diversité et de l'équilibre des milieux aquatiques dont les bassins d'orage font partie.

Les apports autoroutiers en métaux lourds ne semblent pas, dans les cas étudiés, constituer une source de perturbation importante, que ce soit au niveau des eaux ou dans les sédiments. La constituante dissoute dans les eaux paraît faible au vu des analyses de zinc, la majorité des métaux lourds étant adsorbée au niveau des particules. Cependant les sédiments peuvent faire l'objet de valorisation car les concentrations en métaux sont inférieures aux normes à l'exception des sédiments de la zone de lagunage du bassin de Lavaux.

Le fonctionnement épuratoire du bassin peut-être approfondi par l'étude de la pollution hivernale, elle semble être la plus importante des perturbations provenant de l'autoroute, elle permet de préciser le rôle joué dans la dilution des polluants. Une étude pourrait être effectuée suivant une méthode presque similaire (mesure en continu par prélèvement d'eau aux entrées et sorties et dosage des MES) pour évaluer l'abattement des quantités de matières en suspension et donc cerner la fonction de décantation des bassins

Nous constatons de manière générale que les B.O. naturels ou plus ou moins naturels comportent, pour la flore et pour la faune, une diversification plus importante que les B.O. artificiels. Il faut cependant ajouter que la diversité et l'équilibre des biocénoses sont également, en plus de la disponibilité en habitats, influencés par les perturbations que subit le milieu, ce qui fut observé à Orbais et Daussoulx pour les macroinvertébrés et dans les bassins recevant des eaux usées pour la végétation.

L'analyse de la végétation et des macroinvertébrés au sein des bassins d'orage est intéressante dans le cadre de l'indication de l'état du milieu et dans la confirmation des analyses physico-chimiques car il s'agit d'intégrateur de perturbation. La connaissance de l'écologie des espèces en présence permet de situer l'origine et les conséquences des perturbations mais les observations concernent surtout les apports en matières organiques. Les contaminations métalliques associées aux ruissellements routiers n'ont pas un impact suffisant dans le temps et les apports pour être perçues par les indices biotiques, par contre, une analyse des tissus des végétaux et animaux peut prouver l'accumulation de ces substances par le matériel biologique et donc l'utilité de ceux-ci mais les structures de communautés ne sont généralement pas déséquilibrées par de si faibles perturbations (Davis J. et George J., 1987).

Le fonctionnement est donc difficilement analysable par l'étude des impacts sur les peuplements benthiques du milieu récepteur mais le caractère nocif des rejets est intégré dans les populations et leur étude permet de savoir si les rejets sont oui ou non polluants pour le milieu.

En ce qui concerne la végétation, surtout les macrophytes, elle possède une utilité non négligeable dans ce genre de milieu, elle intervient dans l'épuration biologique en accumulant les métaux lourds, comme nous l'avons vu à Lavaux, pour des végétaux plantés mais cette fonction se réalise également pour des plantes colonisatrices. De plus, elles augmentent le rendement du processus de décantation en ralentissant l'écoulement des eaux (Orbais). Leur présence est donc un aspect positif du fonctionnement des bassins. D'un point de vue écologique, les végétaux offrent une diversification des habitats dans ces sites généralement artificiels et permettent donc d'en augmenter la diversité faunistique. L'aménagement d'espaces à macrophytes sera sans doute un facteur avantageux pour le bon fonctionnement et la qualité biologique de ces bassins.

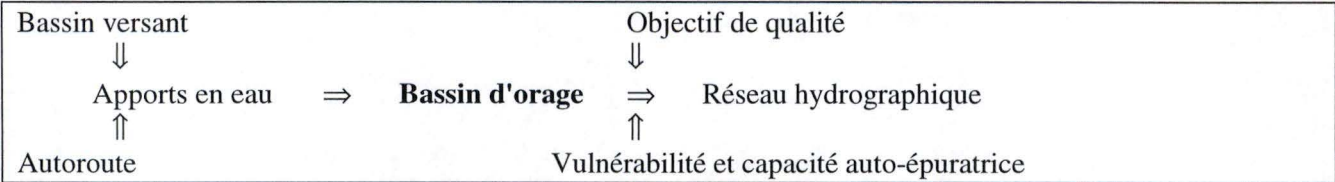
N'oublions pas de préciser que les caractéristiques naturelles de ces milieux procurent généralement un panel varié d'habitats, que ce soit pour la végétation ou pour la faune, ce qui favorise la diversification des peuplements biologiques. Une conception plus naturelle des bassins augmenterait leur fonctionnement écologique grâce à l'épuration biologique des eaux.

L'intégration paysagère n'intervient pas dans le fonctionnement épuratoire des bassins mais pourrait simplement faire l'objet de plantations pour adoucir le contraste que présente la plupart des bassins artificiels traditionnels.

En remarque, nous voulons mettre l'accent sur le manque de dispositif de déshuilage dont l'utilité est confirmée, surtout lors d'accidents de la route, et limite les perturbations dues aux hydrocarbures par rétention permettant un pompage. Nous pensons à l'installation de cloisons siphonides (système de piégeage des huiles flottantes et évacuation des eaux par lame de fond) au niveau des ouvrages d'entrée ou de sortie.

La conception d'un bassin d'orage idéal est complexe car de nombreux facteurs interviennent (écologiques, géographiques et économiques). Il faudrait concevoir le bassin d'après une analyse globale de son environnement, en prenant en considération, d'une part, les caractéristiques des eaux qui y seront apportées en fonction du bassin versant, et d'autre part, la vulnérabilité du réseau hydrographique récepteur. Une méthode similaire (Hurtevent et Ruperd, 2000) est utilisée en France, elle prévoit la mise en place de dispositifs de protection plus ou moins complexes en fonction des caractéristiques du cours d'eau récepteur et des utilisations des ressources en eau.

Le bassin d'orage serait donc au centre du système :



La conception aura pour objectif l'application des fonctions écologiques, soit au sein de sous-bassins différents si l'espace est suffisant, ce qui permet de séparer les fonctions et d'intervenir avec le moins d'impact possible sur le fonctionnement, soit au sein d'un seul bassin qui devra intégrer l'ensemble des fonctions ; des aménagements permettront de l'association de ces fonctions. Des études complètes au niveau de la conception ont été réalisées par différents auteurs (G.I.R.E.A., 1983,84,99 ; S.E.T.R.A., 1997 ; Verniers et al., 1988) et présentent différents types de bassins qui possèdent des avantages épuratoires importants.

BIBLIOGRAPHIE

Bibliographie

- A.P.H.A.**, 1992 – Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th edition. New York. 1176p.
- Association Internationale Permanente des Congres de la Route**, 1987 – Question IV: Routes et autoroutes interurbaines. XVIII^e Congres Mondial de la Route, Bruxelles, 13-19 sept. 1987 : pp. 344-349.
- Athanas C.**, 1987 – Wetlands creation for stormwater treatment. Proceedings Wetlands. Increasing our Wetland Resources, oct. 4-7, 1987 : pp. 61-65.
- Baladès J.-D., Cathelain M., Marchandise P., Peybernard J., Pilloy J.-C.**, 1985 – Pollution chronique des eaux de ruissellement d'autoroutes interurbaines. Bull. liaison Labo. P. et C. 140, nov.-déc. 1985 : pp. 93-100.
- Bauske B., Goetz D.**, 1993 – Effects of deicing-salts on heavy metal mobility. Acta Hydrochim. Hydrobiol. Vol. 21, N°1 : pp. 38-42.
- Bastin B., De Sloover J. R., Evrard C. et Moens P.**, 1996 - Flore de la Belgique. Artel. 359p.
- Benneton J.-P., Limandat A., Rotheval J.-P., Silvestre P., Treve H.**, 1981 – Protection de l'alimentation en eau de l'agglomération lyonnaise contre la pollution d'origine routière. Bull. liaison Labo. P. et C. 112, mars-avril 1981 : pp. 13-24.
- Blake G., Dubois J.-P.**, 1982 – L'épuration des eaux par les plantes aquatiques. Association Française pour l'étude des eaux. 103 p.
- Boisson J.-C.**, 1998 – Impact des eaux de ruissellement de chaussées sur les milieux aquatiques. États des connaissances. Bull. liaison Labo. P. et C. 214, mars-avril 1998 : pp. 81-89.
- Bordonado G.**, 1983 – Protection des eaux souterraines et superficielles dans les zones traversées par l'autoroute A 26 Calais - Reims entre Nordausques et Lillers (Pas-de Calais). Travaux. Juillet 1983 : pp. 34-38.
- Braun M.**, 1996 – L'épuration des eaux usées par lagune à Lemna. Tribune de l'eau. N°3/95, mai-juin 1996 : pp. 49-54.
- Brown M., Tremblay F.**, 1998 – Le sel servi au goût du jour. Routes et transports. Vol 27 : N°2, pp. 24-27.
- Carleton M.**, 1985 – Contribution à l'analyse et à la modélisation du fonctionnement des déversoirs d'orage. Thèse présentée devant l'I.N.S.A. de Lyon : pp. 30-50.
- Cathelain M., Friant G., Olie J.-L.**, 1981 – Les eaux de ruissellement de chaussées autoroutières : Évaluation des charges de pollution. Bull. liaison Labo. P. et C. 116, nov.-déc. 1981 : pp. 9-24.

- Cebedeau**, 1994 – Influence des fondants routiers sur la qualité chimique et biologique de la Wimbe. 74p.
- Cherkauer D., Ostenso N.**, 1976 – The effect of salt on small, artificial lakes. Water Resources Bulletin. Vol. 12, N°6 : pp. 1259-1269.
- Chow V**, 1959 – Open channel hydrolics. McGraw-HillBook Co. 680p.
- Collet E.**, 1984 – Étude comparative de la biocénose zooplanctonique dans deux types de bassins d'orage différents (Landenne et Fize-Fontaine). Mémoire présenté devant les F.U.N.D.P. (Sciences Biologiques). 82p.
- Coombes J.**, 1997 - Les arbres. Bordas. 320p.
- Dajoz R.**, 1996 – Caractéristiques des peuplements et des guildes. Précis d'écologie. Danod. pp. 195-204.
- Davis J., George J.**, 1987 – Benthic invertebrates as indicators of urban and motorway discharges. The Sc. of the Total Envir. 59 : pp. 291-302.
- Debot L.**, 1999 - Arbres et arbrisseaux de la Belgique et du nord de la France. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. 269p.
- Descy J.-P.**, 1989 – Manuel pratique des techniques d'analyse de l'eau. Syllabus de travaux pratiques. F.U.N.D.P. 49p.
- Dethioux M.**, 1989 - Espèces herbacées du bord des eaux. Ministère de la Région Wallonne. 143p.
- Dethioux M.**, 1989 - Espèces ligneuses de la berge. Ministère de la Région Wallonne. 80p.
- Dethioux M.**, 1989 - Espèces aquatiques des eaux courantes. Ministère de la Région Wallonne. 72p.
- D.G.R.N.E.**, 1995 – Carte géologique de Wallonie, 54/5-6, Achène – Leignon, 1/25000 avec notice explicative. Ministère de la Région Wallonne. 63p.
- Direction des Routes et de la Circulation routière**, 1980 – Protection des eaux contre la pollution d'origine routière. Données générales. Ministère des Transports. Direction Gén. Des Transports Intérieur. 82p.
- Dumé G., Mansion D., Rameau J.-C.**, 1999 – Flore forestière française. Guide écologique forestier, Plaines et collines 1. 1785p.
- Evrard M.**, 19.. - Macroinvertébrés inféodés aux eaux douces belges. Unité d'Ecologie des Eaux Douces. F.U.N.D.P. 20p.
- Fitter R., Fitter A., Blaney M.**, 1997 - Le guide des fleurs sauvages. Delachaux et Niestlé. 352p.

- G.E.A.**, 1981 – Étude écologique des bassins d'orage autoroutiers, rapport n°1. Inventaire détaillé et choix de six bassins d'orage types. 36p.
- G.E.A.**, 1983 – Étude écologique des bassins d'orage autoroutiers, rapport n°2. Analyses physiques, chimiques et biologiques de six bassins d'orage. Premières propositions d'aménagement. 328p.
- Gerin P.**, 2000 – Émanations nauséabondes du bassin d'orage de Champion : analyse du problème et solutions envisagées. Unité de Génie Biologique. U.C.L. 4p.
- Gillet A.**, 1992 – Évaluation des potentialités en matière d'épuration des bassins d'orage des autoroutes E411 et E25 dans la province du Luxembourg. Ministère wallon de l'Équipement et des Transports. Direction Gén. des Services Techniques. 17p.
- G.I.R.E.A.**, 1984 – Etude écologique des bassins d'orage autoroutiers, rapport n°3. Bilan hydrologique-Dimensionnement-Epuration des eaux, 263p.
- G.I.R.E.A.**, 1984 – Les bassins d'orage autoroutiers : fonction, aménagement et entretien. Comptes rendus de la journée d'étude organisée à Bruxelles, le 17 novembre 1983. Extrait des Annales des Travaux Publics de Belgique, n°2, 1985, pp. 125-164.
- Degeimbre R., - Les membranes d'étanchéité pour les constructions hydrauliques. Pp. 134-139.
- Radoux M., - Le rôle des végétaux supérieurs dans l'épuration des eaux usées : hypothèse d'application pour les bassins d'orage routiers. pp. 147-152.
- Ranchet J., - Ouvrages de prétraitement des eaux de ruissellement routier. pp. 140-146.
- Rumler R., - Aménagement et intégration paysagère de bassins d'orage auto-épurateurs. pp. 153-158.
- Verniers G., Loze H., - Etude écologique des bassins d'orage autoroutiers. pp 126-133.
- G.I.R.E.A.**, 1985 – Etude écologique des bassins d'orage autoroutiers, rapport n°4. Exemples d'applications et propositions d'expérimentations. 54p.
- G.I.R.E.A.**, 1999 – Fonctionnement, suivi écologique et intégration paysagère du bassin d'orage de Cédrogne (E25). 77p.
- G.I.R.E.A.**, 2000 – Bilan de fonctionnement des bassins d'orage de l'autoroute E-411. Recommandation et entretien. Rapport intermédiaire juin 2000. Ministère de l'Équipement et des Transports. 9p.
- Gjessing E., Lygren E., Berglind L., Gulbrandsen T., Skaane R.**, 1984 – Effect of highway runoff on lake water quality. The Sc. of the Total Envir., 33 : pp. 245-257.
- Gouder de Beauregard A.-C.**, 1996 – Rôle de la végétation aquatique dans l'épuration des métaux lourds (bassin d'orage de Cédrogne). Mémoire présenté devant la F.U.S.A.Gx (DES en Génie Sanitaire). 90p.

- Harding J., Whitton B.**, 1978 – Zinc, Cadmium and Lead in water, sediments and submerged plants of the Derwent Reservoir, Northern England. *Water Research*. Vol. 12 : pp. 307-316.
- Harrison R., Wilson S.**, 1985 – The chemical composition of highway drainage waters. III. Runoff water metal speciation characteristics. *The Sc. of the Total Envir.*, 43 : pp. 89-102.
- Hewitt C., Rashed M.**, 1992 – Removal rates of selected pollutants in the runoff water from a major rural highway. *Wat. Res.* Vol. 26, N°3 : pp. 311-319.
- Hurtevent J., Ruperd Y.**, 2000 – Vulnérabilité des milieux aquatiques : Comment l'évaluer ? Notes personnelles. 9p.
- Inter-Environnement Bruxelles**, 1992 – La pollution par les métaux lourds. *Cahiers de l'Environnement* N°9, 76p.
- Jooris G.**, 1989. – Gestion des réseaux d'assainissement. Application au bassin d'orage Belliard. Mémoire présenté devant l'E.C.A.M. (Section construction). 86p.
- Kirassian B.**, 1984 – Répartition du zinc dans un système aquatique reprenant une macrophyte : *Typha latifolia* (utilisation du chlorure de zinc et du complexe zinc-EDTA, marqués par le radio-isotope zinc-65). Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard, Lyon. 108p.
- Lambinon J., De Langhe J.-E., Delvosalle L. et Duvigneaud J.**, 1992 – Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines. 4^{ème} édition. *Jardin Botanique National de Belgique*, 1999 : 1092p.
- Lansiart M. et Tavoillot S.**, 1976 – Conséquences écologiques du franchissement des Mauves (Loiret) par l'autoroute A10. Partie II : Pollution de l'eau. *Bulletin de l'Institut d'Ecologie Appliquée*. N°3 : pp. 161-168.
- Legret M., Le Marc C., Demare D.**, 1997 – Pollution des eaux de ruissellement de chaussées autoroutières. L'autoroute A11 près de Nantes. *Bull. liaison Labo. P. et C.* 211, sept.-oct. 1997 : pp. 101-115.
- Legret M., Le Marc C., Demare D., Colandini V.**, 1995 – Pollution par les métaux lourds dans un bassin de décantation recevant des eaux de ruissellement d'origine routière. *Envir. Technology*. Vol. 16 : pp. 1049-1060.
- Limet A.**, 1982 – Les bassins d'orage de Cognelée, Landenne et Saint-Germain. Étude morphologique, chimique et biologique. Mémoire présenté devant les F.U.N.D.P. (Sciences Zoologiques). 143p.
- Maltby L., Forrow D., Boxall A., Calow P., Betton C.**, 1995 – The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems : 1. Field study. 2. Identifying major toxicants. *Envir. Toxic. and Chem.*, Vol. 14, N°6 : pp. 1079-1101.
- Marchandise P.**, 1981 – Études d'impact et pollution des eaux. *Bull. liaison Labo. P. et C.* 112, mars-avril 1981 : pp. 11-12.

- Martre C., Ruperd Y.**, 1989 – Efficacité des ouvrages de traitement des eaux de ruissellement. Bull. liaison Labo. P. et C. 159, janv.-févr. 1989 : pp.59-64.
- Marshall J., Mellinger D., Parker J.**, 1981 – Combined effects of Cadmium and Zinc on a lake Michigan zooplankton community. Journal of Great Lakes Research. Vol. 7, N°3 : pp. 215-223.
- McMullen J.**, 1987 – Selection of plant species for use in wetlands creation and restoration. Proceedings Wetlands. Increasing our Wetland Resources, oct. 4-7, 1987 : pp. 333-337.
- Merritt R., Cummins K.**, 1996 – Trophic relations of macroinvertebrates. Methods in stream ecology. Academic Press, Inc. pp. 453-474.
- Ministère de l'Agriculture. Direction de l'Espace Rural et de la Forêt.** 1988 – Les bassins d'orage sur les réseaux d'assainissement : Expérience acquise à partir des réalisations actuelles. Documentation technique F.N.D.A.E., N°6 : pp. 12-32.
- Ministère wallon de l'Équipement et des Transports**, 1993 – Aménagement et fonctionnement des bassins d'orage. Les Cahiers du M.E.T.. Collection Actualités, N°2, mars 1993 : pp. 2-28.
- Mortgat B.**, 1999 – Infrastructures routières et environnement. Environnement et Technique. N°188 : pp. 36-38.
- Mungur A., Shutes R., Rewitt D., House M.**, 1995 – An assessment of metal removal from highway runoff by a natural wetland. Water Science and Technology. Vol. 32, N°3: pp. 169-175.
- Newman M., McIntoch A.**, 1982 – The influence of Lead in components of a freshwater ecosystem on molluscan tissue lead concentration. Aquatic Toxicology, Vol. 2 : pp. 1-19.
- Pagotto C.**, 1999 – Étude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse présentée devant l'École des Mines de Nantes. Support cd-rom : 316p.
- Pantigny L.**, 1995 – Les métaux lourds des boues d'épuration en question. Tribune de l'eau. N°576/4, juillet-août 1995 : pp. 7-8.
- Pellegrini R., Ortola S.**, 1999 – La maîtrise des eaux pluviales dans le paysage urbain. Environnement et Technique. N°190 : pp. 35-39.
- Perrin D., Zimmer N.**, 1995 – La gestion des produits de dragage en provenance des voies d'eau intérieures. Tribune de l'eau. N°576/4, juillet-août 1995 : pp. 13-20.
- Quigley M.**, 1977 - Invertebrates of streams and rivers, a key to identification. Edward Arnold. 84p
- Rabe R., Nobel W., Kohler A.**, 1982 – Effect of sodium chloride on photosynthesis and some enzyme activities of *Potamogeton alpinus*. Aquatic Botany. Vol. 14 : pp. 159-165.

- Robbe D., Marchandise P.,** 1981 – Analyse du transfert des micro-polluants métalliques dans le milieu naturel. L'étang de Baslin près de l'autoroute A6. Bull. liaison Labo. P. et C. 112, mars-avril 1981 : pp. 229-234.
- Roméro S.,** 1999 – La gestion des sédiments de dragage des cours d'eau. Environnement et Technique. N°188 : pp. 31-35.
- S.E.T.R.A.,** 1987 – Routes et pollution des eaux. Note d'information 1. 4p.
- S.E.T.R.A.,** 1993 – L'eau et la route. Les atteintes aux milieux aquatiques. Vol. 4 : 37p.
- S.E.T.R.A.,** 1997 – L'eau et la route. Dispositifs de traitement des eaux pluviales. Vol. 7 : 42p.+ 30 fiches techniques.
- Silvestre P., Salado J., Le Roux J., Maurice J.-P., Pilloy J.-C.,** 1981 – Vulnérabilité du milieu récepteur. Mesures de protection sur le tracé de la liaison autoroutière Lorraine-Bourgogne. Bull. liaison Labo. P. et C. 112, mars-avril 1981 : pp. 25-40.
- Silvestre P., Tchittarath S.,** 1981 – Effets du salage hivernal sur le milieu naturel. Bull. liaison Labo. P. et C. 112, mars-avril 1981. pp. 41-52.
- Smith M., Kaster J.,** 1983 – Effect of rural highway runoff on stream benthic macroinvertebrates. Envir. Pollution (series A), 32 : pp. 157-170.
- Stanley R.,** 1974 – Toxicity of heavy metals and salts to eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). Archives of Env. Contamination and Toxicology. Vol. 2, N°4 : pp. 331-341.
- Stotz G.,** 1987 – Investigations of the properties of the surface water runoff from federal highway in the F.R.G. The Sc. of the Total Envir., 59 : pp. 329-337.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P.,** 1980 - Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Université de Lyon I. 155p.
- Timmermans J. A.,** 1975 – Les effets du chlorure de calcium dans le milieu aquatique. Station de Recherche des Eaux et Forêts Groenendaal-Hoeilaart. Travaux, série D, N°44. 18p.
- Thornton K., Sauer J.,** 1972 – Physiological effects of NaCl on *Chironomus tentans*. Ann. Entomological Soc. America. Vol. 64, N°4 : pp. 872-875.
- Université de Savoie,** 1980 – Epuration biologique des eaux de chaussée de routes à grande circulation 1. Résultats 1979. C.E.T.E. de Lyon. 54p.
- Van Der Werff M., Pruyt M.,** 1982 – Long-term effects of heavy metals on aquatic plants. Chemosphere. Vol. 11, N°8 : pp. 727-739.

- Verniers G., Rouxhet S., Weber G., Robaye G., Roelandts I.,** 1985 – Accumulation des métaux lourds d'origine routière (Fe, Pb, Cu, Zn) dans les bassins d'orage. Proceeding "Metal cycling in the environment" Brussels. Presses Universitaires de Liège. pp. 141-152.
- Verniers G., Wéry B., Flamme P., Wouters J.-P., Micha J.-C.,** 1988 – Recommandations provisoires pour la construction des nouveaux bassins d'orage routiers et l'adaptation des bassins existants. Extrait des Annales des Travaux Publics de Belgique, n°5, 1988 : pp. 21-55.
- Warren L., Tessier A., Hare L.,** 1998 – Modelling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ : The relative contributions of sediment and overlying water reservoir to organism cadmium concentrations. Limnology and Oceanography. Vol. 43, N°7, nov. 1998 : pp. 1442-1454.

ANNEXES

ANNEXE 1

Facteurs influençant le travail du sel.
(d'après Brown M. et Tremblay F., 1998)

Facteurs influençant le travail du sel

La disponibilité des éléments eau et chaleur, indispensables à la mise en solution et au travail du sel, est influencé par de nombreux facteurs externes dont les principaux sont :

- les facteurs climatiques (température de l'air, ensoleillement, humidité, etc.) ;
- la température du pavage ;
- la densité et le type de circulation ;
- le vent ;
- le type de précipitation (neige mouillée, neige humide, neige sèche, verglas, etc.) ;
- la qualité de déneigement

Des facteurs géographiques (relief, altitude et orientation de la route), le moment de l'intervention (heure de pointe, moment de l'année, etc.) et certaines caractéristiques routières (structure surélevée, type de revêtement, présence d'ornières, etc.) exercent aussi une influence sur le travail du sel.

Tous ces facteurs jouent donc un rôle important sur le temps de réaction du sel épandu, puisqu'ils fixent à leur façon la quantité de chaleur et d'eau qui seront mises à disposition du sel pour favoriser sa dissolution et donc son action déglacante. Bien que l'emploi du sel soit généralement déconseillé à des températures inférieures à -10°C , cette limite peut cependant être franchie dans des conditions particulières. En effet, si les conditions du milieu dans lequel le sel est épandu sont favorables, on peut tenter un épandage à des températures inférieures. Un bon ensoleillement, un débit de circulation suffisant ou une température de pavage supérieure à celle de l'air sont des facteurs favorisant une action déglacante du sel à des températures ambiantes pouvant aller jusqu'à -15°C .

L'eau est l'élément essentiel pour démarrer le processus de dissolution du sel.

Des deux éléments favorisant l'action des fondants, l'eau est l'élément essentiel pour démarrer le processus de dissolution du sel. Ainsi, la facilité ou la difficulté avec laquelle le sel trouvera l'eau nécessaire, déterminera un début de dissolution hâtif ou tardif pour celui-ci. Dans le cadre des opérations hivernales, la présence de l'eau est le seul élément qui puisse être influencé de façon efficace et l'humidification des fondants y répond adéquatement.

ANNEXE 2

Liste indicative de végétaux employés dans les aménagements
de bassins.

(d'après le S.E.T.R.A., 1999)

Espèces intéressantes pour l'épuration des eaux autoroutières.

(d'après le G.I.R.E.A., 1984)

Liste indicative de végétaux employés dans les aménagements de bassin

Hydrophytes :	Hélophytes :	Hygrophytes :	Ligneux :
<i>Ceratophyllum sp.</i> Cératophylle cornifle	<i>Alisma plantago</i> Plantain d'eau	<i>Caltha palustris</i> Populage des marais	<i>Alnus incana</i> Aulne blanc
<i>Elodea canadensis</i> Elodée du Canada	<i>Phragmites communis</i> Roseau commun	<i>Carex sp.</i> Laïches	<i>Alnus glutinosa</i> Aulne glutineux
<i>Myriophyllum sp.</i> Myriophylles	<i>Rorippa amphibia</i> Rorippe amphibie	<i>Epilobium sp.</i> Epilobes	<i>Betula verrucosa</i> Bouleau verruqueux
<i>Nymphaea alba</i> Nénuphar blanc	<i>Sagittaria sagitifolia</i> Sagittaire	<i>Lycopus europaeus</i> Lycophe d'Europe	<i>Carpinus betulus</i> Charme commun
<i>Nymphoides peltata</i> Limmanthème petit nénuphar	<i>Sparganium sp.</i> Rubanier	<i>Iris pseudoacorus</i> Iris d'eau	<i>Cornus sp.</i> Cornouillers
<i>Nuphar lutea</i> Nénuphar jaune	<i>Typha angustifolia</i> Massette à feuilles étroites	<i>Lysimachia nummularia</i> Lysimaque nummulaire	<i>Fraxinus excelsior</i> Frêne commun
<i>Pondetaria cordata</i> Pondetarie à feuilles en cœur	<i>Typha latifolia</i> Massette à larges feuilles	<i>Mentha aquatica</i> Menthe aquatique	<i>Populus alba</i> Peuplier blanc
<i>Potamogeton natans</i> Potamot géant	<i>Veronica beccabunga</i> Véronique cresson de cheval		<i>Platanus acerifolia</i> Platane
<i>Ranunculus divaricatus</i> Renoncule à feuilles divariquées			<i>Quercus palustris</i> Chêne des marais
			<i>Salix sp.</i> Saules
			<i>Viburnum opulus</i> Viorne obier
			<i>Taxodium distichum</i> Cyprès chauve

Espèces intéressantes pour l'épuration des eaux autoroutières

<u>Espèces :</u>	<u>Milieu de vie :</u>	<u>Qualité d'eau :</u>	<u>Hauteur :</u>	<u>Epoque de végétation :</u>	<u>Intérêt point de vue épuration :</u>	<u>Entretien :</u>
<u>Plantes aquatiques :</u> Lentilles d'eau	eaux stagnantes milieux pollués faibl. saumâtres	eutrophe	2 – 4 mm	juin – sept.	rétenction métaux lourds (Zn)	nécessite pompages réguliers
Potamots	5 – 6 m profondeur	eutrophe	50 – 100 cm	juin – sept.		
Elodées	0,2 – 1 m, fond vaseux	eutrophe, oligohaline	15 – 100 cm	juin – août		
Cératophylles		eutrophe	50 – 90 cm	Juillet – sept.	rétenction Cd – Pb	
<u>Plantes semi-aquatiques</u>						
Glycéries		eutrophe	40- 120 cm	mai – juillet	rétenction métaux lourds Pb – Cd	nécessité faucardage
Joncs	2 – 3 m profondeur	mésotrophe à eutrophe, pH 5,5 à 7,5	1 – 3 m	mai – août	épuration métaux lourds Mo, Cu, Zn	
Phragmites	hauteur eau 20 – 100 cm, tolère mal les mouvements d'eau, supporte période de sécheresse	oligotrophe à eutrophe, saumâtre, pH 4,5 à 7,5	3 à 4 m	juillet – oct.	rétenction MES et métaux lourds	
Massettes	0,5 – 1 m profondeur	mésotrophe à eutrophe, pH 5,5 à 8, parfois saumâtres	1 – 2,5 m	juin – août	rétenction métaux lourds (Zn) et MES	
Carex	maximum 20 cm, vase	+/- calcique, pH 7 à 8	50 – 150 cm	mai - juin		

ANNEXE 3

Recensement des bassins d'orage du tronçon étudié.
(d'après le G.I.R.E.A., 2000)

Recensement des bassins d'orage du tronçon étudié

<u>Localisation :</u>	<u>Km :</u>	<u>Coté :</u>
<u>Régie d'Ottignies :</u>		
Rosières	14,1	gauche
Bierges	18	gauche
Lauzelle	21,9	droite
Corroy	26,4	gauche
Orbais	33,7	gauche
Thorembais	34,5	gauche
<u>Régies de Daussoulx et Ciergnon :</u>	42,1	gauche
St-Germain	49,5	gauche
Daussoulx	51,7	droite
Champion	66,4	droite
Courrière	79,1	droite
Achène 1	79,8	droite
Achène 2	80,2	gauche
Achène 3	93,9	gauche
Wanlin 1	94,4	droite
Wanlin 2	97,7	gauche
Lavaux-Ste-Anne	100,8	gauche
Wellin		

ANNEXE 4

Indice biotique (IB) et indice biotique global normalisé (IBGN),
limites et détermination.

Indice biotique (IB ; NBN-T92-402)

Tableau I : Limites de détermination de la méthode.

Groupe faunistique	Limites de détermination	Groupe faunistique	Limites de détermination
Plécoptères	genre	Hémiptères	genre
Trichoptères	famille	Diptères	famille
Ephéméroptères	genre	Plathelminthes	genre
Odonates	genre	Hirudinées	genre
Coléoptères	famille	Oligochètes	famille
Mollusques	genre	Némathelminthes	présence
Crustacés	famille	Hydracariens	présence
Mégaloptères	genre		

Tableau II : Tableau de détermination de l'indice biotique.

Groupes faunistiques			Nombre total d'Unités Systématiques présentes				
			0 à 1	2 à 5	6 à 10	11 à 15	16 et +
			Indice Biotique				
1 Plécoptères ou Heptagenacidae	1	+ d'une U.S.	-	7	8	9	10
	2	1 seule U.S.	5	6	7	8	9
2 Trichoptères à Fourreaux	1	+ d'une U.S.	-	6	7	8	9
	2	1 seule U.S.	5	5	6	7	8
3 Ancyliidae ou Ephéméroptères (sauf Heptagenacidae)	1	+ de 2 U.S.	-	5	6	7	8
	2	2 ou - de 2 U.S.	3	4	5	6	7
4 Aphelocheiridae ou Odonates ou Gammaridae ou Mollusques (sauf Sphaeridae)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	3	4	5	6	7
5 Asellus ou Hirudinées ou Sphaeridae ou Hémiptères (sauf Aphelocheiridae)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	2	3	4	5	-
6 Tubificidae ou Chironomidae	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	1	2	3	-	-
7 Syrphidae	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	0	1	1	-	-

Indice biotique global normalisé (IBGN ; NFT 90-350)

Tableau III : Limites de détermination de la méthode.

INSECTES

PLÉCOPTÈRES

Capniidae
Chloroperlidae
Leuctridae
Nemouridae
Perlidae
Perlodidae
Taeniopterygidae

TRICHOPTÈRES

Beraeidae
Brachycentridae
Ecnomidae
Glossosomatidae
Goeridae
Helicopsychidae
Hydropsychidae
Hydroptilidae
Lepidostomatidae
Leptoceridae
Limnephilidae
Molannidae
Odontoceridae
Philopotamidae
Phryganeidae
Polycentropodidae
Psychomyidae
Rhyacophilidae
Sericostomatidae
Thremmatidae

ÉPHÉMÉROPTÈRES

Baetidae
Caenidae
Ephemerellidae
Ephemeridae
Heptageniidae
Leptophlebiidae
Oligoneuriidae
Polymitarcidae
Potamanthidae
Prosopistomatidae
Siphonuridae

HETEROPTÈRES

Aphelocheiridae
Corixidae
Gerridae
Hebridae
Hydrometridae
Naucoridae
Nepidae
Notonectidae
Mesoveliidae
Pleidae
Veliidae

COLÉOPTÈRES

Curculionidae
Donaciidae
Dryopidae
Dytiscidae
Eubriidae
Elmidae
Gyrinidae
Halipidae
Helodidae
Hclophoridae
Hydraenidae
Hydrochidae
Hydrophilidae
Hydrosaphidae
Hygrobiidae
Limnebiidae
Spercheidae

DIPTÈRES

Anthomyidae
Athericidae
Blephariceridae
Ceratopogonidae
Chaoboridae
Chironomidae
Culicidae
Dixidae
Dolichopodidae
Empididae
Ephyridae
Limoniidae
Psychodidae
Ptychopteridae

Rhagionidae
Scatophagidae
Sciomyzidae
Simuliidae
Stratiomyidae
Syrphidae
Tabanidae
Thaumaleidae
Tipulidae

ODONATES

Aeschnidae
Calopterygidae
Coenagrionidae
Cordulegasteridae
Cordulidae
Gomphidae
Lestidae
Libellulidae
Platycnemididae

MÉGALOPTÈRES

Sialidae

PLANIPENNES

Osmylidae
Sysyridae

HYMÉNOPTÈRES

LÉPIDOPTÈRES
Pyrilidae

CRUSTACÉS

BRANCHIOPODES

AMPHIPODES
Gammaridae

ISOPODES

Asellidae

DÉCAPODES

Astacidae
Atyidae
Grapsidae
Cambaridae

MOLLUSQUES

BIVALVES

Corbiculidae
Dreissenidae
Sphaeriidae
Unionidae

GASTÉROPODES

Ancylidae
Bithynidae
Bythinellidae
Hydrobiidae
Limnaeidae
Neritidae
Physidae
Planorbidae
Valvatidae
Viviparidae

VERS

ACHÈTES

Erpobdellidae
Glossiphoniidae
Hirudidae
Piscicolidae

TRICLADES

Dendrocoelidae
Dugesidae
Planariidae

OLIGOCHÈTES

NÉMATHELMINTHES

HYDRACARIENS

HYDROZOAIRES

SPONGIAIRES

BRYOZOAIRES

NÉMERTIENS

ANNEXE 5

Mesures en continu réalisées par la sonde multi-paramètres (Datasonde 4) à l'entrée du bassin d'orage d'Orbais pour la période du 17 au 21 février 2000.

Mesures en continu réalisées par la sonde multi-paramètres (Datasonde 4)
à l'entrée du bassin d'orage d'Orbais pour la période du 17 au 21 février 2000.

Log File Name : BO
Setup Date (DDMMYY) : 170200
Setup Time (HHMMSS) : 113920

Date DDMMYY	Time HHMMSS	Temp °C	DO% Sat	DO mg/l	SpCond æS/cm	pH Units
170200	141500	5,98	103,9	12,66	957	7,56
170200	143000	5,98	103,5	12,62	944	8,12
170200	144500	6,01	103,4	12,59	944	8,16
170200	150000	6,05	103,6	12,60	945	8,17
170200	151500	6,08	104,3	12,67	945	8,18
170200	153000	6,08	104,0	12,64	947	8,19
170200	154500	6,08	104,5	12,70	947	8,19
170200	160000	6,09	104,2	12,66	944	8,2
170200	161500	6,07	104,5	12,71	940	8,2
170200	163000	6,06	104,1	12,66	941	8,2
170200	164500	6,04	104,2	12,67	944	8,2
170200	170000	6,02	104,1	12,67	943	8,21
170200	171500	5,99	104,5	12,73	943	8,21
170200	173000	5,98	104,2	12,70	946	8,21
170200	174500	5,94	104,4	12,73	940	8,21
170200	180000	5,93	104,1	12,71	941	8,21
170200	181500	5,9	104,4	12,75	939	8,21
170200	183000	5,89	104,5	12,76	946	8,21
170200	184500	5,85	104,4	12,76	940	8,21
170200	190000	5,84	104,2	12,74	944	8,21
170200	191500	5,82	104,1	12,74	943	8,2
170200	193000	5,81	104,5	12,79	942	8,2
170200	194500	5,82	104,4	12,78	946	8,2
170200	200000	5,8	104,0	12,73	944	8,2
170200	201500	5,79	104,2	12,76	942	8,2
170200	203000	5,79	104,0	12,73	943	8,2
170200	204500	5,79	104,2	12,76	943	8,2
170200	210000	5,78	104,3	12,78	943	8,2
170200	211500	5,79	104,1	12,75	947	8,2
170200	213000	5,77	103,7	12,71	943	8,2
170200	214500	5,75	104,1	12,76	940	8,2
170200	220000	5,74	103,8	12,73	944	8,2
170200	221500	5,73	103,8	12,73	947	8,2
170200	223000	5,71	103,8	12,74	947	8,2
170200	224500	5,69	104,2	12,79	944	8,2
170200	230000	5,68	103,8	12,74	945	8,2
170200	231500	5,67	103,5	12,72	945	8,2
170200	233000	5,66	103,6	12,73	946	8,2
170200	234500	5,63	103,8	12,76	942	8,2
180200	0	5,65	103,9	12,78	946	8,2
180200	1500	5,65	103,7	12,74	948	8,2
180200	3000	5,62	103,8	12,76	947	8,2
180200	4500	5,62	103,8	12,76	950	8,2
180200	10000	5,61	103,8	12,78	949	8,21

180200	11500	5,59	103,7	12,76	949	8,21
180200	13000	5,6	103,8	12,78	951	8,21
180200	14500	5,61	103,6	12,74	951	8,21
180200	20000	5,59	103,5	12,74	952	8,21
180200	21500	5,57	103,5	12,75	950	8,21
180200	23000	5,55	103,5	12,75	951	8,21
180200	24500	5,54	103,7	12,79	948	8,21
180200	30000	5,53	103,6	12,78	955	8,21
180200	31500	5,48	103,6	12,79	949	8,21
180200	33000	5,43	103,4	12,78	952	8,21
180200	34500	5,42	103,2	12,76	951	8,21
180200	40000	5,42	103,2	12,76	953	8,21
180200	41500	5,38	103,5	12,81	952	8,21
180200	43000	5,34	103,1	12,78	950	8,21
180200	44500	5,37	103,3	12,79	950	8,21
180200	50000	5,34	103,1	12,78	953	8,21
180200	51500	5,31	103,3	12,81	953	8,21
180200	53000	5,22	103,2	12,82	1059	8,2
180200	54500	4,65	102,6	12,95	2794	8,12
180200	60000	4,5	103,2	13,07	6004	8
180200	61500	4,58	103,0	13,01	6782	7,93
180200	63000	4,68	102,4	12,91	6916	7,9
180200	64500	4,75	102,0	12,83	6950	7,89
180200	70000	4,74	101,5	12,78	6549	7,86
180200	71500	4,76	100,8	12,68	6353	7,86
180200	73000	4,79	100,6	12,65	6255	7,87
180200	74500	4,7	100,6	12,67	6508	7,87
180200	80000	4,51	101,7	12,88	6504	7,88
180200	81500	4,46	102,7	13,03	6014	7,87
180200	83000	4,53	103,0	13,04	5800	7,86
180200	84500	4,62	102,4	12,92	5324	7,85
180200	90000	4,61	102,0	12,88	4646	7,86
180200	91500	4,56	102,5	12,96	4094	7,89
180200	93000	4,64	102,7	12,96	3654	7,89
180200	94500	4,67	102,9	12,97	3386	7,88
180200	100000	4,57	104,5	13,21	2612	7,92
180200	101500	4,6	105,2	13,29	2185	7,92
180200	103000	4,66	105,2	13,27	1809	7,94
180200	104500	4,71	104,8	13,20	1580	7,93
180200	110000	4,81	104,1	13,08	1462	7,92
180200	111500	4,9	102,8	12,89	1352	7,9
180200	113000	5,02	102,7	12,83	1214	7,89
180200	114500	5,11	101,8	12,68	1119	7,88
180200	120000	5,22	102,0	12,67	1061	7,89
180200	121500	5,32	101,7	12,60	1012	7,89
180200	123000	5,4	101,3	12,54	964	7,9
180200	124500	5,48	101,2	12,49	950	7,9
180200	130000	5,56	101,6	12,51	930	7,91
180200	131500	5,65	101,7	12,50	921	7,92
180200	133000	5,73	103,2	12,66	905	7,93
180200	134500	5,79	103,3	12,65	896	7,94
180200	140000	5,84	103,9	12,71	907	7,95
180200	141500	5,92	104,0	12,70	935	7,95
180200	143000	6,01	103,8	12,64	981	7,92
180200	144500	6,05	104,0	12,65	967	7,91
180200	150000	6,08	103,8	12,62	950	7,91

180200	151500	6,09	103,7	12,60	934	7,91
180200	153000	6,11	103,8	12,60	924	7,93
180200	154500	6,14	102,9	12,49	905	7,95
180200	160000	6,17	103,1	12,50	896	7,96
180200	161500	6,18	103,0	12,49	893	7,96
180200	163000	6,19	102,7	12,44	891	7,97
180200	164500	6,19	102,7	12,44	883	7,97
180200	170000	6,19	102,7	12,44	871	7,98
180200	171500	6,2	103,0	12,48	866	7,99
180200	173000	6,19	102,8	12,46	863	8
180200	174500	6,18	102,8	12,47	859	8
180200	180000	6,17	102,4	12,42	859	8,01
180200	181500	6,16	102,6	12,44	857	8,01
180200	183000	6,16	102,4	12,42	858	8,02
180200	184500	6,14	102,5	12,44	859	8,02
180200	190000	6,13	102,1	12,40	864	8,02
180200	191500	6,11	102,1	12,40	867	8,02
180200	193000	6,09	102,3	12,43	869	8,02
180200	194500	6,08	102,0	12,40	873	8,02
180200	200000	6,08	102,1	12,41	877	8,03
180200	201500	6,07	101,9	12,39	885	8,02
180200	203000	6,06	102,0	12,40	888	8,03
180200	204500	6,05	102,1	12,42	889	8,03
180200	210000	6,04	102,1	12,42	888	8,03
180200	211500	6,03	102,3	12,44	888	8,03
180200	213000	6,02	102,2	12,44	885	8,03
180200	214500	6,01	102,3	12,46	884	8,04
180200	220000	6,01	102,1	12,43	885	8,04
180200	221500	6,01	102,0	12,42	884	8,04
180200	223000	6,01	102,4	12,47	884	8,04
180200	224500	6,02	102,4	12,47	892	8,04
180200	230000	6,03	102,4	12,46	913	8,04
180200	231500	6,06	102,1	12,41	944	8,01
180200	233000	6,05	101,7	12,38	959	7,99
180200	234500	6,04	102,0	12,41	965	7,98
190200	0	6,05	101,6	12,35	972	7,96
190200	1500	6,03	101,4	12,34	976	7,94
190200	3000	6,03	101,2	12,32	991	7,94
190200	4500	6,03	101,6	12,36	1000	7,96
190200	10000	6,02	101,4	12,34	1001	7,96
190200	11500	6,02	101,6	12,36	1001	7,96
190200	13000	6,03	101,3	12,33	996	7,96
190200	14500	6,02	101,5	12,35	983	7,96
190200	20000	6,02	101,6	12,36	978	7,97
190200	21500	6,03	101,7	12,38	971	7,97
190200	23000	6,01	101,5	12,35	980	7,98
190200	24500	5,74	104,1	12,76	1155	7,99
190200	30000	5,73	105,0	12,88	1209	7,91
190200	31500	5,65	104,6	12,86	1073	7,89
190200	33000	5,53	104,9	12,93	943	7,88
190200	34500	5,57	104,5	12,87	929	7,85
190200	40000	5,56	103,6	12,76	857	7,83
190200	41500	5,56	102,4	12,62	814	7,83
190200	43000	5,56	102,0	12,56	783	7,83
190200	44500	5,56	101,4	12,49	759	7,83
190200	50000	5,58	100,7	12,40	747	7,83

190200	51500	5,6	100,6	12,38	742	7,84
190200	53000	5,64	101,0	12,42	745	7,86
190200	54500	5,65	101,5	12,48	746	7,86
190200	60000	5,58	102,0	12,56	732	7,89
190200	61500	5,43	104,6	12,92	655	7,9
190200	63000	5,47	104,2	12,87	633	7,87
190200	64500	5,48	103,7	12,80	607	7,85
190200	70000	5,48	103,1	12,73	603	7,85
190200	71500	5,45	102,7	12,68	612	7,85
190200	73000	5,45	102,3	12,64	604	7,84
190200	74500	5,46	102,3	12,64	605	7,83
190200	80000	5,5	101,8	12,56	616	7,83
190200	81500	5,51	101,9	12,57	625	7,83
190200	83000	5,54	102,0	12,57	628	7,83
190200	84500	5,55	102,1	12,58	627	7,83
190200	90000	5,59	102,2	12,58	638	7,82
190200	91500	5,61	102,0	12,55	644	7,82
190200	93000	5,63	102,0	12,55	645	7,82
190200	94500	5,65	102,1	12,55	650	7,82
190200	100000	5,68	102,2	12,55	656	7,83
190200	101500	5,71	102,8	12,62	647	7,87
190200	103000	5,79	104,5	12,80	616	7,86
190200	104500	5,85	104,1	12,73	617	7,83
190200	110000	5,87	103,6	12,66	598	7,82
190200	111500	5,88	103,7	12,67	600	7,83
190200	113000	5,92	103,6	12,65	614	7,84
190200	114500	5,95	103,0	12,56	620	7,83
190200	120000	5,97	102,9	12,55	630	7,83
190200	121500	6,02	103,3	12,57	644	7,83
190200	123000	6,07	103,3	12,56	658	7,85
190200	124500	6,13	103,6	12,57	669	7,87
190200	130000	6,19	104,2	12,63	675	7,89
190200	131500	6,24	104,0	12,59	685	7,9
190200	133000	6,27	104,2	12,60	693	7,91
190200	134500	6,3	104,5	12,63	701	7,93
190200	140000	6,35	104,6	12,63	709	7,94
190200	141500	6,38	104,3	12,58	714	7,95
190200	143000	6,4	104,5	12,60	721	7,96
190200	144500	6,39	104,2	12,57	727	7,97
190200	150000	6,38	104,1	12,56	733	7,98
190200	151500	6,38	104,5	12,60	740	7,98
190200	153000	6,32	104,6	12,64	745	7,99
190200	154500	6,31	104,2	12,59	747	7,99
190200	160000	6,28	103,8	12,55	753	7,98
190200	161500	6,26	103,5	12,52	757	7,97
190200	163000	6,22	103,7	12,56	761	7,97
190200	164500	6,19	104,0	12,60	763	7,96
190200	170000	6,15	104,0	12,62	768	7,96
190200	171500	6,13	103,9	12,62	775	7,95
190200	173000	6,1	103,4	12,56	779	7,91
190200	174500	6,04	103,1	12,55	782	7,88
190200	180000	6,03	102,9	12,52	787	7,87
190200	181500	5,98	102,7	12,51	779	7,87
190200	183000	5,94	102,9	12,55	783	7,88
190200	184500	5,91	103,0	12,57	790	7,89
190200	190000	5,84	102,7	12,56	790	7,9

190200	191500	5,82	102,8	12,58	794	7,9
190200	193000	5,74	102,9	12,62	794	7,91
190200	194500	5,56	103,8	12,79	784	7,91
190200	200000	5,5	103,9	12,82	784	7,89
190200	201500	5,57	103,7	12,78	790	7,87
190200	203000	5,59	103,5	12,74	789	7,86
190200	204500	5,62	103,0	12,67	801	7,84
190200	210000	5,58	103,0	12,68	803	7,85
190200	211500	5,59	102,8	12,65	807	7,85
190200	213000	5,56	102,8	12,66	807	7,86
190200	214500	5,55	102,7	12,65	807	7,86
190200	220000	5,49	102,7	12,67	807	7,87
190200	221500	5,5	103,1	12,72	813	7,88
190200	223000	5,48	103,0	12,72	815	7,88
190200	224500	5,47	103,1	12,73	820	7,9
190200	230000	5,44	103,4	12,78	821	7,91
190200	231500	5,45	103,5	12,79	825	7,92
190200	233000	5,43	103,7	12,82	827	7,94
190200	234500	5,42	103,7	12,82	828	7,95
200200	0	5,42	104,1	12,87	832	7,96
200200	1500	5,39	104,1	12,88	832	7,97
200200	3000	5,39	104,4	12,91	832	7,98
200200	4500	5,42	104,3	12,89	837	7,99
200200	10000	5,41	104,3	12,90	837	7,99
200200	11500	5,43	104,3	12,89	838	8
200200	13000	5,41	104,4	12,91	840	8
200200	14500	5,42	104,5	12,92	843	8
200200	20000	5,43	104,6	12,93	844	8,01
200200	21500	5,44	104,9	12,96	847	8,01
200200	23000	5,42	105,1	12,99	848	8,01
200200	24500	5,37	104,9	12,98	846	8,02
200200	30000	5,37	105,1	13,01	848	8,02
200200	31500	5,36	104,9	12,99	849	8,02
200200	33000	5,38	105,2	13,03	851	8,02
200200	34500	5,36	105,0	13,00	850	8,02
200200	40000	5,41	105,2	13,01	854	8,03
200200	41500	5,41	105,5	13,05	854	8,03
200200	43000	5,41	105,5	13,05	856	8,03
200200	44500	5,42	105,5	13,05	857	8,03
200200	50000	5,4	105,5	13,05	856	8,03
200200	51500	5,41	105,3	13,03	858	8,03
200200	53000	5,42	105,5	13,05	859	8,03
200200	54500	5,4	105,5	13,05	858	8,04
200200	60000	5,41	105,5	13,05	860	8,04
200200	61500	5,38	105,4	13,05	861	8,03
200200	63000	5,38	105,4	13,05	863	8,04
200200	64500	5,38	105,7	13,08	864	8,04
200200	70000	5,38	106,4	13,17	866	8,04
200200	71500	5,38	106,5	13,19	867	8,04
200200	73000	5,39	105,7	13,08	869	8,04
200200	74500	5,39	105,9	13,11	870	8,05
200200	80000	5,4	105,9	13,11	874	8,05
200200	81500	5,39	106,0	13,12	875	8,05
200200	83000	5,39	106,1	13,13	875	8,05
200200	84500	5,41	106,4	13,16	876	8,05
200200	90000	5,43	106,4	13,15	878	8,05

200200	91500	5,46	106,6	13,16	880	8,05
200200	93000	5,48	106,6	13,16	880	8,06
200200	94500	5,52	106,6	13,14	882	8,06
200200	100000	5,55	106,7	13,15	880	8,07
200200	101500	5,58	106,6	13,13	881	8,07
200200	103000	5,62	106,6	13,11	881	8,07
200200	104500	5,64	106,7	13,12	878	8,07
200200	110000	5,67	106,7	13,11	878	8,08
200200	111500	5,71	107,0	13,13	875	8,08
200200	113000	5,75	107,2	13,14	875	8,09
200200	114500	5,82	107,4	13,14	875	8,09
200200	120000	5,84	107,3	13,13	874	8,09
200200	121500	5,9	107,4	13,12	874	8,09
200200	123000	5,96	107,7	13,13	877	8,09
200200	124500	5,97	107,6	13,12	875	8,08
200200	130000	6,01	107,5	13,09	879	8,09
200200	131500	6,03	107,3	13,06	880	8,09
200200	133000	6,05	107,1	13,03	881	8,09
200200	134500	6,05	107,3	13,05	882	8,08
200200	140000	6,07	107,3	13,05	880	8,09
200200	141500	6,08	106,9	12,99	881	8,08
200200	143000	6,11	107,0	12,99	884	8,08
200200	144500	6,03	107,2	13,05	885	8,08
200200	150000	6,09	107,6	13,07	888	8,06
200200	151500	6,16	107,4	13,03	897	8,04
200200	153000	6,14	107,1	13,00	905	8,02
200200	154500	6,13	106,6	12,95	915	8,02
200200	160000	6,13	106,6	12,95	922	8,02
200200	161500	6,1	106,5	12,93	927	8,01
200200	163000	6,08	106,5	12,95	937	8,01
200200	164500	6,06	106,5	12,95	943	8,02
200200	170000	6,03	106,4	12,95	939	8,02
200200	171500	6,02	106,5	12,97	938	8,02
200200	173000	5,98	106,4	12,97	933	8,03
200200	174500	5,96	106,3	12,96	930	8,03
200200	180000	5,92	106,5	12,99	926	8,03
200200	181500	5,91	106,2	12,97	922	8,04
200200	183000	5,86	106,6	13,03	918	8,04
200200	184500	5,86	106,5	13,01	918	8,04
200200	190000	5,88	106,3	12,99	915	8,04
200200	191500	5,91	106,6	13,01	915	8,04
200200	193000	5,89	106,8	13,05	911	8,05
200200	194500	5,88	106,7	13,04	911	8,05
200200	200000	5,84	106,8	13,06	909	8,05
200200	201500	5,81	106,9	13,08	908	8,05
200200	203000	5,77	107,0	13,11	906	8,05
200200	204500	5,76	107,0	13,12	907	8,06
200200	210000	5,73	107,1	13,14	906	8,06
200200	211500	5,69	106,8	13,12	905	8,06
200200	213000	5,66	106,9	13,14	904	8,06
200200	214500	5,62	107,1	13,17	903	8,06
200200	220000	5,62	107,1	13,17	904	8,07
200200	221500	5,6	107,2	13,20	904	8,07
200200	223000	5,6	107,0	13,16	904	8,07
200200	224500	5,56	107,2	13,21	902	8,07
200200	230000	5,54	107,0	13,19	902	8,07

200200	231500	5,53	107,0	13,20	904	8,07
200200	233000	5,52	107,0	13,20	905	8,08
200200	234500	5,5	107,1	13,21	904	8,08
210200	0	5,46	107,3	13,25	902	8,08
210200	1500	5,46	107,3	13,25	904	8,08
210200	3000	5,46	107,2	13,24	906	8,08
210200	4500	5,46	107,1	13,23	908	8,08
210200	10000	5,45	107,1	13,23	908	8,08
210200	11500	5,46	107,1	13,23	909	8,08
210200	13000	5,44	107,1	13,23	910	8,08
210200	14500	5,44	107,0	13,22	911	8,08
210200	20000	5,43	106,8	13,20	912	8,09
210200	21500	5,43	107,0	13,23	913	8,08
210200	23000	5,42	107,2	13,25	913	8,08
210200	24500	5,41	106,4	13,16	911	8,09
210200	30000	5,4	106,7	13,20	911	8,08
210200	31500	5,42	106,6	13,19	914	8,09
210200	33000	5,41	106,4	13,16	915	8,09
210200	34500	5,41	106,5	13,17	916	8,09
210200	40000	5,39	106,6	13,19	915	8,09
210200	41500	5,4	106,4	13,16	918	8,09
210200	43000	5,4	106,8	13,21	917	8,09
210200	44500	5,41	106,6	13,19	918	8,09
210200	50000	5,4	106,7	13,20	918	8,09
210200	51500	5,42	106,7	13,20	921	8,09
210200	53000	5,43	106,4	13,15	922	8,09
210200	54500	5,47	106,5	13,15	920	8,09
210200	60000	5,5	106,7	13,16	921	8,09
210200	61500	5,52	106,6	13,14	923	8,09
210200	63000	5,53	106,5	13,13	925	8,09
210200	64500	5,51	106,3	13,12	922	8,09
210200	70000	5,52	106,6	13,14	924	8,09
210200	71500	5,54	106,2	13,09	927	8,09
210200	73000	5,5	106,4	13,13	923	8,09
210200	74500	5,53	106,1	13,08	928	8,09
210200	80000	5,5	106,2	13,11	924	8,09
210200	81500	5,49	106,2	13,11	923	8,1
210200	83000	5,52	106,4	13,12	927	8,1
210200	84500	5,49	106,2	13,11	924	8,1
210200	90000	5,52	106,5	13,13	925	8,1
210200	91500	5,52	106,7	13,15	927	8,11
210200	93000	5,52	106,7	13,15	923	8,11
210200	94500	5,57	106,9	13,16	927	8,11
210200	100000	5,58	107,1	13,19	926	8,11
210200	101500	5,6	107,0	13,16	927	8,11
210200	103000	5,63	106,9	13,14	926	8,12
210200	104500	5,64	107,0	13,15	924	8,12
210200	110000	5,64	107,2	13,17	922	8,12
210200	111500	5,61	107,1	13,17	915	8,12
210200	113000	5,6	107,1	13,17	911	8,12
210200	114500	5,6	107,4	13,22	906	8,12

ANNEXE 6

Débits estimés par le Modèle Hydrologique Maillé à l'entrée et
à la sortie du bassin d'Orbais du 17 au 22 février 2000.
(Unité de Génie Rural de l'U.C.L., 2000)

Débits estimés par le MHM pour l'entrée et la sortie du bassin d'Orbais
du 17 au 22 février 2000

<u>date</u>	<u>Pluie(mm/h)</u>	<u>Vol(x10000 m3)</u>	<u>H(m)</u>	<u>Q-IN(m³/s)</u>	<u>Q-OUT(m³/s)</u>
17/02/00 00:00	0	0	0	0	0
17/02/00 01:00	0	0	0	0	0
17/02/00 02:00	0.4	0.000015	0.000042	0.000486	0
17/02/00 03:00	0.1	0.000067	0.000196	0.001763	0
17/02/00 04:00	0	0.000202	0.000585	0.004469	0
17/02/00 05:00	0	0.000357	0.001034	0.006701	0.001533
17/02/00 06:00	0	0.000406	0.001179	0.006995	0.005336
17/02/00 07:00	0	0.000412	0.001194	0.005678	0.005501
17/02/00 08:00	0	0.000371	0.001075	0.003998	0.005361
17/02/00 09:00	0	0.000332	0.000964	0.002753	0.004038
17/02/00 10:00	0.2	0.000337	0.000979	0.002159	0.001987
17/02/00 11:00	0.1	0.000331	0.000961	0.002289	0.002489
17/02/00 12:00	0	0.000336	0.000973	0.003131	0.002994
17/02/00 13:00	0	0.000336	0.000973	0.004001	0.004001
17/02/00 14:00	0	0.00034	0.000985	0.004126	0.003988
17/02/00 15:00	0	0.000339	0.000983	0.003471	0.00349
17/02/00 16:00	0	0.000339	0.000984	0.002487	0.002481
17/02/00 17:00	0	0.000331	0.000959	0.001707	0.001988
17/02/00 18:00	0	0.000334	0.000969	0.001108	0.000993
17/02/00 19:00	0	0.000343	0.000995	0.00079	0.000496
17/02/00 20:00	0	0.00033	0.000958	0.000566	0.000992
17/02/00 21:00	0	0.000343	0.000993	0.000407	0
17/02/00 22:00	0	0.000332	0.000963	0.000144	0.000495
17/02/00 23:00	0	0.000335	0.000972	0.000105	0
18/02/00 00:00	0	0.000335	0.000972	0	0
18/02/00 01:00	0	0.000335	0.000972	0	0
18/02/00 02:00	0	0.000335	0.000972	0	0
18/02/00 03:00	0	0.000335	0.000972	0	0
18/02/00 04:00	0	0.000335	0.000972	0	0
18/02/00 05:00	0	0.000335	0.000972	0	0
18/02/00 06:00	0.3	0.000331	0.000961	0.000364	0.000495
18/02/00 07:00	0.7	0.000334	0.000969	0.002082	0.001989
18/02/00 08:00	0.6	0.000379	0.001098	0.006646	0.00516
18/02/00 09:00	0.5	0.000612	0.001776	0.013908	0.006118
18/02/00 10:00	0.6	0.001022	0.002964	0.02148	0.007825
18/02/00 11:00	0.6	0.001554	0.004507	0.027509	0.009774
18/02/00 12:00	0	0.002133	0.006187	0.030955	0.011645
18/02/00 13:00	0	0.002678	0.007768	0.031429	0.01326
18/02/00 14:00	0.2	0.003096	0.008979	0.028411	0.014486
18/02/00 15:00	0.9	0.003366	0.009761	0.02428	0.015294
18/02/00 16:00	0.2	0.003546	0.010284	0.021814	0.015801
18/02/00 17:00	0	0.003741	0.01085	0.022729	0.016222
18/02/00 18:00	0.1	0.003946	0.011444	0.023475	0.016658
18/02/00 19:00	0	0.004083	0.011842	0.021587	0.017013
18/02/00 20:00	0	0.004086	0.01185	0.017246	0.017145
18/02/00 21:00	0	0.003958	0.011479	0.012734	0.016998
18/02/00 22:00	0	0.003736	0.010836	0.009217	0.016615
18/02/00 23:00	0.2	0.003458	0.010029	0.006785	0.01606
19/02/00 00:00	0	0.003158	0.009159	0.00541	0.0154
19/02/00 01:00	0	0.00287	0.008325	0.005106	0.014702
19/02/00 02:00	0	0.002594	0.007523	0.004792	0.014
19/02/00 03:00	1	0.002356	0.006832	0.005385	0.013332
19/02/00 04:00	0.5	0.002207	0.0064	0.007853	0.012815

19/02/00 05:00	0.2	0.002245	0.006511	0.013969	0.012691
19/02/00 06:00	2.1	0.002536	0.007355	0.022877	0.013184
19/02/00 07:00	0.7	0.00307	0.008902	0.032078	0.01429
19/02/00 08:00	0.2	0.003869	0.01122	0.042539	0.0159
19/02/00 09:00	0	0.004796	0.01391	0.048663	0.017749
19/02/00 10:00	0	0.00564	0.016357	0.047573	0.019443
19/02/00 11:00	0.4	0.006204	0.017994	0.039479	0.020673
19/02/00 12:00	0	0.00646	0.018735	0.029861	0.021343
19/02/00 13:00	0	0.006512	0.018887	0.02333	0.021581
19/02/00 14:00	0	0.006422	0.018627	0.018547	0.021537
19/02/00 15:00	0	0.00622	0.018039	0.014532	0.021283
19/02/00 16:00	0.1	0.005916	0.017159	0.010721	0.020844
19/02/00 17:00	0.2	0.00555	0.016097	0.008061	0.020256
19/02/00 18:00	0	0.005172	0.015	0.006974	0.019588
19/02/00 19:00	0	0.00481	0.013949	0.006828	0.018902
19/02/00 20:00	0	0.004455	0.012921	0.00639	0.018212
19/02/00 21:00	0	0.004092	0.011868	0.005394	0.017492
19/02/00 22:00	0	0.00371	0.010761	0.003986	0.016711
19/02/00 23:00	0	0.003318	0.009623	0.002776	0.015859
20/02/00 00:00	0	0.002925	0.008484	0.001854	0.014946
20/02/00 01:00	0	0.002545	0.007382	0.001334	0.013992
20/02/00 02:00	0	0.002184	0.006334	0.000963	0.013011
20/02/00 03:00	0	0.001845	0.00535	0.000698	0.01201
20/02/00 04:00	0	0.00153	0.004437	0.000508	0.010994
20/02/00 05:00	0	0.00124	0.003597	0.000305	0.009963
20/02/00 06:00	0	0.000977	0.002833	0.00013	0.008914
20/02/00 07:00	0	0.000741	0.00215	0	0.007849
20/02/00 08:00	0	0.000538	0.001561	0	0.006775
20/02/00 09:00	0	0.000367	0.001065	0	0.0057
20/02/00 10:00	0.1	0.00034	0.000987	0.000121	0.001011
20/02/00 11:00	0	0.000335	0.000971	0.000311	0.000495
20/02/00 12:00	0	0.000332	0.000962	0.000891	0.000992
20/02/00 13:00	0	0.000344	0.000998	0.001399	0.000994
20/02/00 14:00	1.2	0.000341	0.000988	0.002882	0.002992
20/02/00 15:00	0.6	0.000387	0.001122	0.006753	0.005213
20/02/00 16:00	0.3	0.000663	0.001922	0.015494	0.0063
20/02/00 17:00	0	0.001141	0.003309	0.024159	0.008219
20/02/00 18:00	0	0.001665	0.004829	0.027656	0.010187
20/02/00 19:00	0	0.002051	0.005948	0.024526	0.011661
20/02/00 20:00	0	0.002237	0.006488	0.018679	0.01248
20/02/00 21:00	0	0.002249	0.006524	0.013154	0.012735
20/02/00 22:00	0	0.002144	0.006219	0.009083	0.012585
20/02/00 23:00	0	0.001969	0.005712	0.006336	0.012167
21/02/00 00:00	0	0.001756	0.005093	0.00446	0.011573
21/02/00 01:00	0	0.001523	0.004416	0.003068	0.010854
21/02/00 02:00	0	0.001287	0.003734	0.002209	0.010047
21/02/00 03:00	0	0.00106	0.003074	0.001598	0.009183
21/02/00 04:00	0	0.000846	0.002454	0.00116	0.008277
21/02/00 05:00	0	0.000651	0.001889	0.000845	0.007338
21/02/00 06:00	0	0.000479	0.001388	0.000617	0.006376
21/02/00 07:00	0	0.000343	0.000996	0.000385	0.004895
21/02/00 08:00	0	0.000337	0.000978	0.000289	0.000495
21/02/00 09:00	0	0.000341	0.000988	0.000119	0
21/02/00 10:00	0.1	0.000344	0.000999	0.000121	0
21/02/00 11:00	0	0.000339	0.000983	0.000311	0.000495
21/02/00 12:00	0	0.000336	0.000974	0.000891	0.000992

21/02/00 13:00	0	0.000333	0.000966	0.001399	0.001491
21/02/00 14:00	0	0.000331	0.00096	0.001425	0.001489
21/02/00 15:00	0.1	0.000338	0.00098	0.00122	0.000991
21/02/00 16:00	0	0.000343	0.000995	0.001163	0.000992
21/02/00 17:00	0	0.000334	0.00097	0.001199	0.001488
21/02/00 18:00	0	0.000333	0.000966	0.001445	0.00149
21/02/00 19:00	0	0.000332	0.000963	0.001449	0.00149
21/02/00 20:00	0	0.000335	0.000973	0.001111	0.000992
21/02/00 21:00	0	0.000341	0.000989	0.000686	0.000496
21/02/00 22:00	0	0.000338	0.00098	0.000393	0.000496
21/02/00 23:00	0	0.000331	0.000961	0.000274	0.000495
22/02/00 00:00	0	0.000335	0.000971	0.000118	0
22/02/00 01:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 02:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 03:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 04:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 05:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 06:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 07:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 08:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 09:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 10:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 11:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 12:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 13:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 14:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 15:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 16:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 17:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 18:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 19:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 20:00	0	0.000335	0.000971	0	0
22/02/00 21:00	0	0.000335	0.000971	0	0

ANNEXE 7

Liste des termes utilisés dans la description de l'écologie des végétaux
(d'après les ouvrages utilisés pour les déterminations).

Liste des termes utilisés dans la description de l'écologie des végétaux :

acidi- : acide

calcicole : se dit d'une espèce ou d'une végétation se rencontrant exclusivement ou préférentiellement sur les sols riches en calcaire

cline- : qui préfère légèrement

eutrophe : se dit d'un milieu ou d'une eau riche en éléments utilisables par la végétation

héliophile : se dit d'une espèce qui ne peut se développer complètement qu'en pleine lumière

hygro- : relatif à l'humidité

méso- : moyen

mésotrophe : moyennement riche en éléments nutritifs, modérément acide et permettant une activité biologique moyenne

neutro- : neutre chimiquement

neutrophile : se dit des végétaux croissant dans des conditions de pH voisines de la neutralité

nitro- : relatif à l'azote

nitrato- : relatif aux nitrates

nitrophile : se dit des végétaux croissant sur des sols riches en nitrates (syn. nitratophile)

-phile : qui aime ; favorisé par